

revista **DAE**



Publicação quadrimestral da Sabesp - Distribuição gratuita

ISSN 0101-6040 - Nº 193 - setembro / dezembro 2013

PONTO DE VISTA

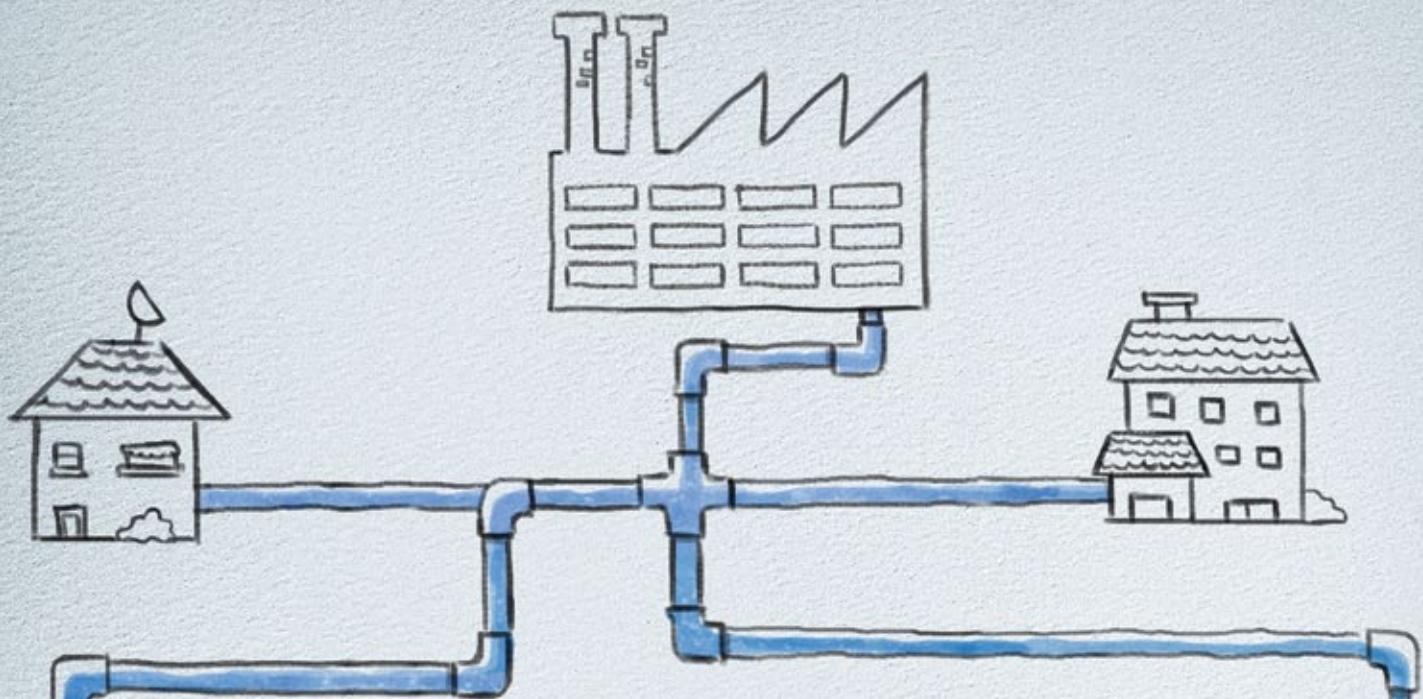
O tratamento mínimo definido na legislação federal (CONAMA 430/2011) para o lançamento de efluentes sanitários em emissários submarinos é suficiente para garantir a preservação ambiental dos corpos d'água?

MEMÓRIA

Hidrômetros: Evolução e importância

REPORTAGEM

Planos Municipais de Saneamento



A Sabesp trabalha para oferecer 300%

100% de água tratada, 100% de esgoto coletado e 100% de esgoto tratado.

Levamos saúde e qualidade de vida a 364 municípios de São Paulo. E hoje, 141 já são beneficiados com 100% de água tratada, 100% de esgoto coletado e 100% de esgoto tratado, ou seja, são municípios 300%. Mas a Sabesp não para.

Investe constantemente em novas tecnologias e soluções ambientais para universalizar seus serviços nos outros 223 municípios e atender seus clientes sempre com mais qualidade. Haja fôlego, mas o resultado vale a pena.

Sabesp. A vida tratada com respeito.





Transporte do 1º tramo do emissário de Praia Grande

O Plano Municipal de Saneamento Básico - PMSB constitui instrumento fundamental para definição das estratégias e diretrizes para a formulação de políticas públicas que assegurem a universalização dos serviços. Próximo a data limite, estipulada pela Lei de Diretrizes Nacionais de Saneamento Básico – LNSB para conclusão da primeira etapa (componentes: abastecimento de água e esgotamento sanitário), constata-se que apenas uma pequena parcela (no máximo 34% do total) dos municípios brasileiros já concluiu sua elaboração. Uma das principais razões para esse atraso é tema da matéria de capa dessa edição da revista, bem como do nível insatisfatório dos documentos já elaborados.

Firme no propósito de estimular o exercício do contraditório em temas polêmicos e relevantes relacionados à engenharia sanitária e ambiental, a Revista DAE ofereceu espaço para que especialistas do setor pudessem apresentar suas opiniões pessoais sobre a adequação da regulamentação federal CONAMA 430/2011 no que concerne às exigências mínimas de tratamento de esgotos sanitários para lançamento em emissários submarinos. Mesmo com as dificuldades encontradas para a identificação de profissionais que se prontifiquem à realização de ensaios de cunho opinativo sobre temas relevantes e polêmicos, a revista continua insistindo na manutenção da sessão “Ponto de Vista”, pois temos a convicção que só assim poderemos efetivamente evoluir na formulação das soluções para importantes problemas enfrentados pelo setor.

Na seção Memória, trazemos o resumo de todos os artigos publicados durante a história do periódico sobre hidrometração. O artigo “Especificações para aprovação e recebimento de hydrometros”, publicado no segundo número da revista (março de 1937), é apresentado na íntegra.

Apresentamos ainda, nesta edição, as notas técnicas :

- “Afiml, queremos ou não viabilizar o uso agrícola do lodo produzido em estações de esgoto sanitário?”
- “Como a Convergência de Água, Efluentes, Emissões, Energia, Eficiência Energética e Economia de Baixo Carbono irá impactar o futuro?”

E os artigos técnicos:

- Avaliação comparativa entre custos dos processos MBBR/IFAS e lodo ativado para o tratamento de esgoto sanitário
- Proposta metodológica para análise de viabilidade econômico-financeira da universalização e prestação dos serviços de saneamento básico
- Influência do método de preparo da casca do coco verde como biossorvente para aplicação na remoção de metais em soluções aquosas
- Desinfecção do esgoto de galeria de água pluvial pela aplicação de ácido peracético, e sua influência na bacia do Rio Brejatuba - Guaratuba - Paraná

Boa leitura a todos,

Américo de Oliveira Sampaio
Editor Chefe

revista DAE

Nº 193 - setembro / dezembro 2013

Missão

A Revista DAE tem por objetivo a publicação de artigos técnicos e científicos originais nas áreas de saneamento e do meio ambiente.

Histórico

Iniciou-se com o título Boletim da Repartição de Águas e Esgotos (RAE) em 1936, prosseguindo assim até 1952, com interrupções em 1944 e 1945. Não circulou em 1953. Passou a denominar-se Boletim do Departamento de Águas e Esgotos (DAE) em 1954. Passou a denominar-se Revista do Departamento de Águas e Esgotos de 1955 a 1959. De 1959 a 1971, passou a denominar-se Revista D.A.E. e, a partir de 1972, Revista DAE. Interrupção de 1994 a 2007.

Publicação

Quadrimestral (janeiro, maio e setembro)
Diretoria de Tecnologia, Empreendimentos e Meio Ambiente - T
Superintendência de Pesquisa, Desenvolvimento e Inovação Tecnológica - TX Rua Costa Carvalho, 300 - Pinheiros
05429 000 - São Paulo - SP - Brasil
Tel (11) 3388 9422 / Fax (11) 3814 5716

Editor Chefe

Engenheiro Américo de Oliveira Sampaio

Assistente Editorial

Engenheira Iara Regina Soares Chao

Conselho Editorial

Prof. Pedro Além Sobrinho (USP), Prof. Cleverton Vitória Andreoli (Cia. de Saneamento do Paraná - Sanepar), Prof. José Roberto Campos (USP), Prof. Dib Gebara (Unesp), Prof. Eduardo Pacheco Jordão (Universidade Federal do Rio de Janeiro), Prof. Rafael Kospchitz Xavier Bastos (Universidade Federal de Viçosa), Prof. Wanderley S. Paganini (USP e representante da Sabesp), Profa Emilia Wanda Rutkowski (Unicamp), Prof. Marcos Tadeu (USP e representante do Instituto de Pesquisas Tecnológicas - IPT). Coordenação do Engo Américo de Oliveira Sampaio (Sabesp).

Jornalista Responsável

Sérgio Lapastina - Mtb: 18276
Capa: 1º Tramo do emissário de Praia Grande / ano 2009

Diagramação e arte

Propagare Comercial Ltda.

CTP, impressão e acabamento

Art Printer Gráficos e Editores Ltda.
Tiragem: 4.500 exemplares
imprensa@revistadae.com.br

ISSN 01016040

Veja a revista eletrônica na internet:
<http://www.revistadae.com.br>



1º Tramo Praia Grande ano 2009 - Banco de imagens da SABESP



REPORTAGEM

6 Planos Municipais de Saneamento

NOTAS TÉCNICAS

16 Afinal, queremos ou não viabilizar o uso agrícola do lodo produzido em estações de esgoto sanitário? Uma avaliação crítica da Resolução CONAMA 375

28 Como a convergência de água, efluentes, emissões, energia, eficiência energética e economia de baixo carbono irá impactar o futuro?

PONTO DE VISTA

38 O tratamento mínimo definido na legislação federal (CONAMA 430/2011) para o lançamento de efluentes sanitários em emissários submarinos é suficiente para garantir a preservação ambiental dos corpos d'água?

ARTIGOS TÉCNICOS

46 Avaliação comparativa entre custos dos processos MBBR/IFAS e lodo ativado para o tratamento de esgoto sanitário

Comparative evaluation between the costs of MBBR/IFAS and activated sludge processes for sewage treatment

56 Proposta metodológica para análise de viabilidade econômico-financeira da universalização e prestação dos serviços de saneamento básico

A new methodology for analyzing the economic and financial feasibility of universalization and provision of basic sanitation services

66 Influência do método de preparo da casca do coco verde como biossorbente para aplicação na remoção de metais em soluções aquosas

Influence of method of preparation of coconut shell green as biosorbent for application in removal of metals in aqueous solutions

74 Desinfecção do esgoto de galeria pluvial pela aplicação de ácido peracético e peróxido de hidrogênio, e sua influência na bacia do Rio Brejatuba – Guaratuba – Paraná

Storm drain sewage disinfection by using peracetic acid and hydrogen peroxide, and its impact on Brejatuba Basin – Guaratuba – Paraná State, Southern Brazil

PANORAMA

86 Memória
Hidrômetros: Evolução e importância

106 Notícias

108 Calendário de eventos

116 Publicações

Planos municipais de saneamento básico

por Alceu de Castro Galvão Junior¹



Contexto legal

A Lei federal nº 11.445/2007, conhecida como a Lei de Diretrizes Nacionais de Saneamento Básico (LNSB), regulamentada pelo Decreto federal nº 7.217/2010, estabelece, entre seus princípios fundamentais, a universalização da prestação dos serviços (art. 2º). A universalização é conceituada como *a ampliação progressiva do acesso de todos os domicílios ocupados ao saneamento básico* (art. 3º, inc. III). No contexto do marco regulatório setorial, o saneamento básico é definido (art. 3º, inc. I) como o conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e drenagem urbana.

Para se alcançar o acesso universal aos serviços de saneamento básico, a LNSB estabeleceu vários instrumentos, além de fortalecer outros já existentes, entre os quais, o planejamento, o controle social, a regulação e o exercício da titularidade. Desta forma, a política pública do município deve ser formulada visando à universalização da prestação dos serviços, sendo o Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB) o instrumento de definição de estratégias e de diretrizes.

De acordo com o art. 9º da LNSB, compete ao município, titular dos serviços, exceto para as Regiões Metropolitanas, em que a titularidade passa a ser comparti-

lhada entre estado e municípios, conforme decisão do Supremo Tribunal Federal (STF) na ADI 1.842/RJ, cujo acórdão ainda aguarda publicação, a responsabilidade pela elaboração do PMSB, que deverá ser compatível com os planos de investimentos e os projetos relativos aos contratos de concessão e de programa. Já o art. 11, inc. I, define como condição para a validade dos contratos, a existência do PMSB, bem como expressa a necessidade de estudo de viabilidade técnica e econômico-financeira da prestação universal e integral dos serviços, nos termos do respectivo plano (art. 11, inc. II). Esta medida busca assegurar a exequibilidade da prestação dos serviços em preço compatível com padrão tecnológico adequado, evitando, assim, que sejam estabelecidas metas inexecutáveis em relação à realidade da delegação.

Conforme art. 19 da LNSB, o conteúdo mínimo do PMSB deve contemplar:

- *Diagnóstico da situação e de seus impactos nas condições de vida, utilizando sistema de indicadores sanitários, epidemiológicos, ambientais e socioeconômicos e apontando as causas das deficiências detectadas;*

- *Objetivos e metas de curto, médio e longo prazo para a universalização, admitidas soluções graduais e progressivas, observando a compatibilidade com os demais planos setoriais;*

- *Programas, projetos e ações necessários para atingir os objetivos e as metas, de modo compatível com os respectivos planos plurianuais e com outros planos governamentais correlatos, identificando possíveis fontes de financiamento;*

- *Ações para emergências e contingências;*

- *Mecanismos e procedimentos para a avaliação sistemática da eficiência e eficácia das ações programadas.*

Com base neste conteúdo mínimo, os municípios devem construir seus planos, desde que observem a compatibilidade com os planos das bacias hidrográficas nas quais estão inseridos (art. 19, § 3º), e o controle social do processo de elaboração, mediante ampla divulgação das propostas dos planos e dos estudos que os fundamentem, inclusive com a realização de audiências ou consultas públicas (art. 19, § 5º). Uma vez elaborados, caberão às entidades reguladoras a verificação do cumprimento dos planos (art. 20, parágrafo único), devendo ser revistos periodicamente, em prazo não superior a 4 (quatro) anos. Assim, o PMSB configura-se como uma ferramenta estratégica de planejamento e de gestão, com vistas a alcançar a melhoria da qualidade e da cobertura dos serviços de saneamento básico, com impactos positivos nas condições ambientais, de saúde e na qualidade de vida da população.

¹ Engenheiro Civil/UFC. Mestre em Hidráulica e Saneamento e Doutor em Saúde Pública pela Universidade de São Paulo. Engenheiro de Obras e Projetos da Sabesp (1992-2001). Gerente do setor de Saneamento Básico da Agência Reguladora do Estado do Ceará - ARCE desde 2001. Autor e editor de livros sobre regulação do setor de saneamento básico. Coordenador técnico da elaboração de 50 PMSB no estado do Ceará. Autor do livro "A informação no contexto dos planos de saneamento básico", editado pela ARCE em parceria com a FUNASA. Coordenador de Planos de Saneamento Básico. Ganador do Prêmio Jabuti 2012, com o 3º lugar na categoria Ciências Exatas. Ganador da distinção de Emérito da Associação Brasileira de Agências de Regulação - ABAR 2013, categoria Academia. Currículo Lattes: <http://lattes.cnpq.br/2901920124488864>

Complementarmente às orientações da LNSB, o Decreto nº 7.217/2010 trouxe alguns esclarecimentos quanto às regras para elaboração dos PMSB. Como exemplo, no art. 25, § 1º, é reforçada a prerrogativa do município de, a seu critério, executar planos específicos para um ou mais desses serviços. Ou seja, o município poderá elaborar seu Plano, apenas para os componentes abastecimento de água e esgotamento sanitário, para em uma etapa posterior, executar o Plano específico dos componentes de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e drenagem urbana. Além disso, este Decreto nº 7.217/2010 torna possível, ao titular, receber apoio técnico ou financeiro de outros entes da Federação, do prestador dos serviços ou de instituições universitárias e de pesquisa científica. Vale ressaltar no Decreto que a alocação de recursos públicos federais e os financiamentos com recursos da União serão realizados em conformidade com os Planos de Saneamento, daí a importância dos mesmos serem elaborados com base em critérios técnicos e adequados à realidade a ser transformada. Cabe destacar que, o art. 26 do Decreto, vincula, a partir do ano de 2014, o acesso de recursos públicos federais orçamentários ou financiados à existência de PMSB. Portanto, o Plano de Saneamento se reveste de suma importância para o município, pois, além de vinculante para a celebração de contratos, terá seus investimentos direcionados para a universalização dos serviços.

Outro aspecto relevante na LNSB, notadamente para as Companhias Estaduais de Saneamento Básico (CESBs), é a prestação regionalizada dos serviços, cuja característica deverá atender aos

seguintes requisitos (art. 14):

I - um único prestador do serviço para vários Municípios, contíguos ou não;

II - uniformidade de fiscalização e regulação dos serviços, inclusive de sua remuneração;

III - compatibilidade de planejamento.

De forma geral, observa-se que a maioria das CESBs atende ao art. 14, incs. I e II, porém, para o cumprimento do inc. III, é necessário que os planos tenham uma abrangência regional, garantindo assim um dos pilares de sustentação destas companhias, que é a utilização de subsídios cruzados com uniformidade na cobrança. Assim, sem a prestação regionalizada, as CESBs não estão legalmente amparadas quanto à cobrança uniforme de tarifas, havendo riscos para o sistema de subsídios cruzados e para a sustentabilidade da maioria dos municípios operados.

Oportuno falar do art. 17 da LNSB, que também pode ser aplicável como solução para o tratamento da Região Metropolitana.

Art. 17. O serviço regionalizado de saneamento básico poderá obedecer a plano de saneamento básico elaborado para o conjunto de Municípios atendidos.

Lembrando que esse plano regional não necessita englobar integralmente os territórios dos municípios, exigência imposta para o PMSB no art. 19, § 8º. Trata-se de solução que se compatibiliza com a autonomia dos entes federados envolvidos, concentrando-se os esforços regionais em áreas de interesse comum.

Questões relevantes para o PMSB

Objetivamente, o PMSB consiste de duas partes: diagnóstico e prognóstico. A experiência re-

cente na elaboração de planos tem demonstrado que alguns pontos carecem de aprofundamento, no sentido de não comprometer os reais objetivos do planejamento, que é a universalização dos serviços de saneamento básico. Tais aspectos estão relacionados com: a informação como fator limitante na elaboração do PMSB; a interface com o planejamento estabelecido na Política Nacional de Resíduos Sólidos; a definição das unidades de planejamento e o tratamento das áreas urbanas e rurais; a uniformidade dos indicadores que expressam as metas de universalização; os sistemas de informações; e a regulação da prestação dos serviços.

A Informação como Fator Limitante na Elaboração do PMSB

O principal fator limitante para a elaboração dos PMSB é a informação, considerada insumo básico para o planejamento e a regulação dos serviços. Tendo em vista o caráter monopolista do setor de saneamento básico e a forte assimetria de informações entre prestadores e demais atores do setor, os dados relativos à prestação, em geral, não se encontram acessíveis aos formuladores dos planos, e quando disponível, sua qualidade é precária. Desta forma, somente os prestadores de serviços conhecem com profundidade a qualidade de seus produtos e serviços, suas despesas, investimentos e dados operacionais, entre outros, necessários para a montagem do plano. Tal situação dificulta o processo de elaboração do plano de saneamento, e, no limite, pode, inclusive, comprometer a sua qualidade.

Por outro lado, a disponibilidade de informações relativas aos indicadores sanitários, epidemiológicos, ambientais e socio-

econômicos, é ampla e acessível de forma gratuita na internet, em diversos bancos de dados, como o Datasus, IBGE, Portal da Transparência, entre outros.

Apesar da limitação da informação, notadamente as relacionadas à prestação dos serviços, sua aquisição por si só não é suficiente para que se faça um Plano de Saneamento adequado. As informações devem ser tratadas na forma de indicadores, comparadas a situações regionais e estaduais, bem como avaliadas em termos de comportamento ao longo dos últimos anos, para que se possam estabelecer metas condizentes com as reais necessidades da população e com a disponibilidade de recursos financeiros para o seu cumprimento.

Interface com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) – Lei nº 12.305/2010

Adicionalmente a exigência dos Planos de Saneamento na LNSB, a PNRS obriga os titulares de serviços a elaborarem seus Planos Municipais de Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos (PMGIRS), cujo conteúdo mínimo deve observar as exigências do art. 19 da referida política. No tocante a componente resíduos sólidos, enquanto que o PMSB (Lei nº 11.445/2007) foca na limpeza urbana e no manejo de resíduos sólidos, o PMGIRS (Lei nº 12.305/2010) incorpora outros tipos de resíduos como os da construção civil, serviços de saúde, agrossilvopastoris, entre outros. Para que o município não tenha que fazer dois planos (PMSB e PMGIRS), a Lei nº 12.305/2010 permite que *o plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos*

dos pode estar inserido no plano de saneamento básico previsto no art. 19 da Lei nº 11.445, de 2007, respeitado o conteúdo mínimo previsto nos incisos do caput (art. 19, § 1º, PNRS).

Portanto, no caso da elaboração do PMSB para os quatro componentes, é recomendável inserir o PMGIRS dentro do PMSB e, assim, cumprir também com as determinações da Lei nº 12.305/2010. A elaboração dos dois planos em um só instrumento, além de apresentar ganhos de escala e de escopo, reduzindo os custos de execução, também contribui para uma visão sistêmica da gestão integrada dos resíduos sólidos, haja vista que diversos instrumentos estabelecidos pela PNRS, notadamente a logística reversa, são transversais ao manejo de resíduos sólidos, objeto do PMSB.

Unidades de Planejamento – Áreas Urbanas e Rurais

De acordo com o art. 19, § 8º, da LNSB, *o plano de saneamento básico deverá englobar integralmente o território do ente da Federação que o elaborou.* Ou seja, deverá compreender as sedes distritais, as localidades urbanas e rurais e a população difusa. Com efeito, o déficit do saneamento se concentra nas periferias das cidades, nas comunidades distantes dos centros urbanos, na população rural e difusa, para onde os programas, projetos e ações do PMSB devem ser priorizados. O problema é como diagnosticar esta população haja vista que, em geral, não há nestas áreas sistemas ou serviços formais de saneamento básico. Ao analisar 22 PMSB oriundos das cinco regiões

do país (2011), Basílio Sobrinho (2011)² concluiu existir dificuldades para se definir explicitamente a unidade territorial de análise e planejamento, haja vista que 14 (quatorze) planos não o fizeram. Além disto, 8 (oito) planos não observaram a abrangência da integralidade do território municipal exigida pela LNSB, contemplando apenas as zonas urbanas.

Desta forma, ao definir as unidades de planejamento, o gestor deve mapear o município em termos de distritos, localidades e população difusa, conforme demonstrado na Figura 1, para posteriormente estabelecer uma linha de corte, em termos de quantidade mínima de habitantes por localidade a ser diagnosticada. Já as aglomerações urbanas ou rurais com população inferior a linha de corte, deverão ser tratadas como população difusa. Porém, esta realidade não é válida para os grandes centros urbanos, que não apresentam população rural ou difusa em seus territórios.

Uniformidade dos Indicadores

Independentemente da localização geográfica ou porte do município, os indicadores das metas de universalização devem ser uniformes. Com isto, haverá possibilidade de se construir sistemas de comparação de indicadores, permitindo ainda ações de coordenação regional e nacional acerca da evolução da universalização.

Porém, a uniformidade dos indicadores não significa que, em função de particularidades locais e regionais, o município não possa ter seus próprios indicadores específicos, mas isso se configura como situação de exceção. Com

² BASILIO SOBRINHO, G. Instrumento Para Universalização Do Abastecimento de Água e do Esgotamento Sanitário. 2011. 112 p. Dissertação (Mestre em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.

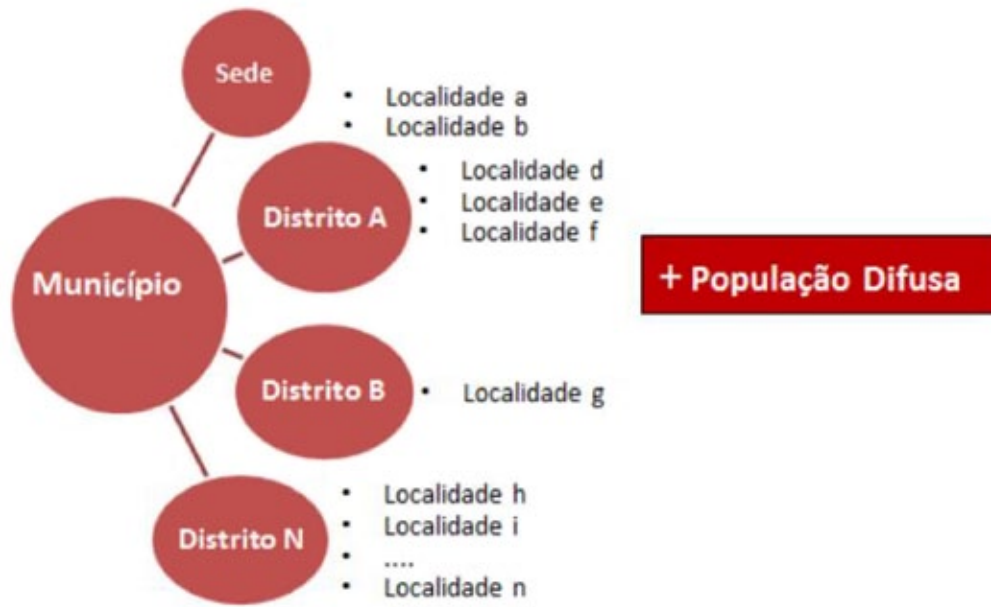


Figura 1- definição das áreas de planejamento

efeito, é importante, por exemplo, que o indicador de perdas adotado no estado do Amapá, seja o mesmo daquele adotado para os municípios de São Paulo, e que todos eles, tenham o mesmo conceito utilizado pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). O que irá diferenciar cada município, em termos de indicadores, é o dimensionamento da meta e os prazos para alcançá-la, mais ou menos agressivos, a depender da viabilidade econômico-financeira de cada delegação.

Outro aspecto relevante no tocante à uniformidade dos indicadores, diz respeito à gestão por parte de uma CESB, caso cada uma de suas delegações venha a definir para um determinado indicador, um conceito diferente. O mesmo raciocínio se aplica a uma agência reguladora estadual, responsável pelo acompanhamento de dezenas, ou até mesmo, centenas de planos, cujos serviços são operados por uma CESB. A Figura 2 caricatura esta situa-

ção para o Estado de São Paulo, onde, em uma situação extrema, cada município operado pela Sabesp adotaria em seu plano de saneamento um conceito de

indicador de perdas diferente, comprometendo assim a gestão do plano por parte da própria Sabesp, e seu acompanhamento por parte da Arsesp.

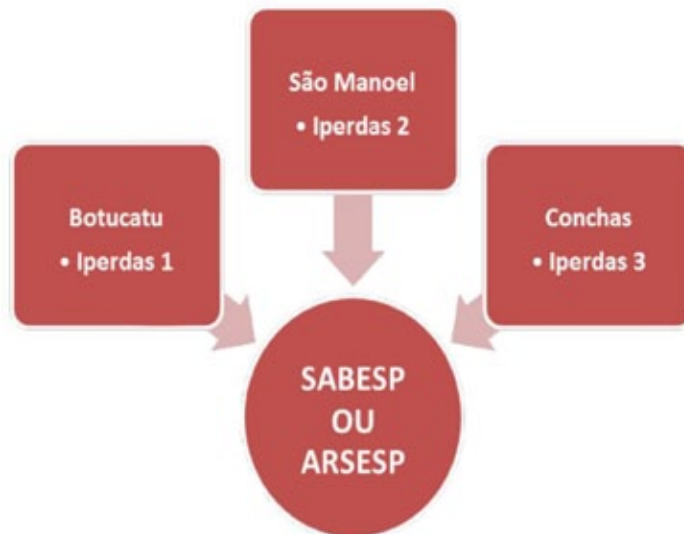


Figura 2- situação hipotética de falta de uniformidade nos indicadores para o plano de saneamento

A solução para este problema é o estabelecimento de um painel recomendativo de indicadores para Planos de Saneamento, elaborado com base no SNIS. Proposta neste sentido foi apresentada em estudos desenvolvidos por Galvão Junior *et al*, 2012³.

Valor Global dos Investimentos para a Universalização

O Plano Nacional de Saneamento (Plansab) estima que, para a universalização dos serviços de saneamento básico no país, são necessários investimentos da ordem de R\$ 508,5 bilhões até o ano de 2033, havendo uma previsão específica destes recursos a ser investida em cada estado. Outra forma de calcular o valor necessário para a universalização nos estados é somar os investimentos de todos os PMSB. Com efeito, esta última forma se aproxima mais da realidade, haja vista que no Plano foram mensurados todos os investimentos necessários à universalização do saneamento básico em termos de programas, projetos e ações.

Este assunto foi levantado pela Agência Reguladora Intermunicipal de Saneamento (ARIS), ao avaliar o conjunto de PMSB já elaborados em Santa Catarina e projetar o valor total dos investimentos para o estado, concluindo-se que o volume de recursos previstos eram superiores àqueles informados no Plansab. Entre as conclusões do referido estudo, destacam-se:

No estudo ora apresentado chama a atenção o volume de recursos que a Casan deverá aportar nos próximos 25 anos (R\$ 9,1 bi-

lhões), recursos estes que deverão ser buscados através da economia gerada pela melhor prestação dos serviços públicos e de recursos onerosos (empréstimos). Há que se exigir um Plano de Investimento por parte da CASAN, para cada município abrangido pela mesma, para que se permita o acompanhamento dos investimentos ao longo do tempo.

É preciso que os Municípios e o Governo do Estado trabalhem de forma mais aprofundada e dedicada nas ações e no planejamento do saneamento em Santa Catarina. Em alguns casos, as tarifas praticadas não cobrem os investimentos necessários, em decorrência das peculiaridades locais (baixa densidade populacional, topografia, nível de renda, etc).

Vale ressaltar que a Casan não participou de forma efetiva da elaboração dos PMSB em Santa Catarina e dos estudos de viabilidade econômico-financeira, porém seus contratos deverão ser pautados nesses instrumentos. Assim, pode-se mencionar a regra do art. 19, § 6º, que não dispensa o cumprimento pelo prestador do respectivo plano de saneamento básico em vigor, com possibilidade de revisão tarifária nos casos de delegações pré-existentis.

Como aprendizado para os demais prestadores de serviços, sugere-se que esses acompanhem pari-passo a elaboração de todos os PMSB em seus municípios operados, no sentido de evitar que se aprovem Planos eventualmente desfocados com a realidade econômico-financeira das delegações e dos próprios estados.

Sistemas de Informação

O 9º, caput, inc. VI, da LNSB prevê o estabelecimento de sistema de informações sobre os serviços, articulado com o Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico (Sinisa), sucessor do SNIS. Já o art. 2º, caput, inc. IX da mesma lei, define a transparência das ações como princípio fundamental dos serviços, baseada inclusive em sistemas de informações. Além disto, outros artigos da LNSB versam sobre a necessidade de sistema de informações para o acompanhamento dos índices de qualidade e serviços prestados, bem como das ações estabelecidas no PMSB.

O principal fator a ser considerado para a implantação de um sistema de informações baseado em indicadores de desempenho é a organização e a estrutura do prestador de serviços, que certamente será a principal fonte de dados para a alimentação do sistema, ou do titular, quando este presta diretamente os serviços. O sistema de informações é uma ferramenta de gestão integrada, com foco no acompanhamento dos programas, projetos e ações do Plano, que apresenta interfaces para cadastro e manipulação de dados, além de consultas e análises posteriores, por meio de indicadores.

Considerando a necessidade de integração dos dados e a utilização destes como instrumento de tomada de decisões nos planos regional e estadual, é necessário que cada estado organize seu sistema, integrado ao Sinisa, e com acesso aos atores setoriais, notadamente os reguladores, responsáveis pela

³ GALVÃO JUNIOR, A. C.; BASÍLIO SOBRINHO, G; CAETANO, A. C. Painel De Indicadores Para Planos De Saneamento Básico. In: PHILIPPI JR, A.; GALVÃO JR, A. C. (Eds.), Gestão Do Saneamento Básico: Abastecimento De Água e Esgotamento Sanitário. Barueri-SP: Manole, 2012, p.1040-68. (Coleção ambiental).

verificação do cumprimento dos planos. Ademais, considerando a fragilidade organizacional e técnica da maioria dos municípios brasileiros, um sistema com base regional e/ou estadual pode viabilizar sua implantação em função dos ganhos de escala e de escopo.

Regulação

A regulação tem, como finalidade, proteger o interesse público, com vistas ao atendimento dos princípios e das diretrizes que orientam a formulação e a condução das políticas públicas. O art. 11, inc. III, da LNSB estabelece a regulação como condição vinculante para a validade dos contratos de prestação dos serviços de saneamento básico, devendo a mesma ser realizada em atendimento aos seguintes princípios (art. 21):

I. independência decisória, incluindo autonomia administrativa, orçamentária e financeira da entidade reguladora;

II. transparência, tecnicidade, celeridade e objetividade das decisões.

Constituem ainda, objetivos da regulação definidos na LNSB (art. 22):

I - estabelecer padrões e normas para a adequada prestação dos serviços e para a satisfação dos usuários;

II - garantir o cumprimento das condições e das metas estabelecidas;

III - prevenir e reprimir o abuso do poder econômico, ressalvada a competência dos órgãos integrantes do sistema nacional de defesa da concorrência, e

IV - definir tarifas que assegurem tanto o equilíbrio econômico e financeiro dos contratos como

a modicidade tarifária, mediante mecanismos que induzam à eficiência e eficácia dos serviços e que permitam a apropriação social dos ganhos de produtividade.

No tocante aos Planos de Saneamento Básico, a interface entre a regulação e o planejamento é explicitada no art. 20, parágrafo único, da LNSB, que define as atribuições específicas da entidade reguladora:

Incumbe à entidade reguladora e fiscalizadora dos serviços a verificação do cumprimento dos planos de saneamento por parte dos prestadores de serviços, na forma das disposições legais, regulamentares e contratuais.

Porém, de acordo com a pesquisa Regulação 2013⁴, da Associação Brasileira de Agências de Regulação (ABAR), cerca de 49% municípios são regulados no país. Portanto, além de elaborar os planos, outro desafio que se coloca para o setor é a constituição e a estruturação de entidades reguladoras. Conforme demonstrado na Figura 3, a evolução da regulação no país tem se comportado de

maneira lenta, em função da complexidade de se instituir e, principalmente, de operacionalizar uma agência reguladora.

Custo do PMSB

O cenário institucional do setor de saneamento, com elevados níveis de investimento em infraestrutura, objeto do Programa de Aceleração do Crescimento (PAC), vem mobilizando grande parte da capacidade técnica instalada no país, e causando impactos no processo de elaboração dos planos, em função dos seguintes fatores:

- Aquecimento do mercado da engenharia, com baixa disponibilidade de mão-de-obra qualificada;
- Demanda elevada por Planos em função da necessidade de regularização de contratos (prestadores de serviços) e de captação de recursos (titulares);
- Prazo final para elaboração dos Planos até dezembro de 2013;
- Recursos escassos para financiamento da elaboração dos Planos por parte da União;
- Baixa capacidade técnica dos

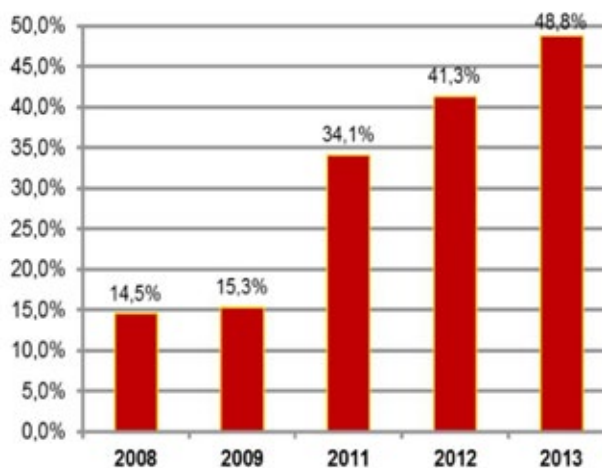


Figura 3- Evolução dos municípios regulados no Brasil

⁴ Associação Brasileira de Agências de Regulação — ABAR. Saneamento Básico: Regulação 2013. Brasília, 2013.

titulares para elaboração do Plano com recursos humanos próprios.

Em função disto, tem-se observado aumento considerável nos custos para elaboração dos Planos, que pode variar de R\$ 2 a R\$ 15 por habitante, tornando-se proibitivo para a maioria dos municípios.

Vale ressaltar que o PMSB pode ser elaborado diretamente pela municipalidade, por meio de seu próprio quadro técnico. Dentro deste contexto, a LNSB e seu decreto regulamentador consideraram a possibilidade de apoio técnico e financeiro por parte dos prestadores de serviços e de outros atores setoriais, conforme observado anteriormente. Devido a essa possibilidade, distintas formas de elaboração desses planos municipais vêm emergindo, seja por meio de parcerias com universidades e com empresas de consultoria, ou através do fomento ou atuação indireta do prestador de serviços.

Assim, diante dos elevados valores de elaboração dos Planos e da precariedade da gestão setorial por parte dos municípios, torna-se imprescindível buscar alternativas para redução de custos que, ao mesmo tempo, incorpore a cultura do planejamento no quadro técnico dos titulares e dos próprios prestadores de serviços, e preserve a qualidade técnica nos termos da LNSB. Desta forma, são listadas a seguir diversas formas de execução dos PMSB.

a) Cooperação Técnica entre Prestador de Serviços e Municípios, por meio de sua Associação, com contratação de consultoria especializada, ou via Convênio com Universidades, modelos utilizados no estado do Amazonas e

no Ceará;

b) Construção de Plano de Referência para elaboração do PMSB pelo próprio município, com publicação de um Guia para elaboração do PMSB, agregado a um Plano Matriz (Plano de Referência) para preenchimento por parte do município, o qual teriam seus técnicos capacitados; e no modelo tradicional, via

c) Contratação de Consultoria.

Estágio atual

Não há números oficiais de quantos PMSB já foram elaborados, entretanto, segundo a ABAR⁵, estima-se que no máximo 34% dos municípios brasileiros disponham de seus planos, com base em uma amostra de 2.716 municípios (Figura 4). Considerando ainda a representatividade desta pesquisa, que engloba os principais estados do país, exceto o Paraná, é razoável supor que no máximo se tenha entre 25% e 30% do

total de municípios do país com seus planos concluídos.

Já a Tabela 1 (página 14) mostra os resultados da pesquisa ABAR, por estado e por agência reguladora.

Situação pós-plano

Com efeito, a principal dificuldade para a elaboração do plano é a falta de capacidade de gestão do município no tocante ao saneamento básico. Faltam quadros técnicos e estrutura administrativa até para discutir questões técnicas dos planos quando de sua elaboração. De acordo com a Tabela 2 (página 15), com a pesquisa Munic 2011 do IBGE, dos 5.565 municípios brasileiros, somente em 30% deles há estrutura na área de gestão do saneamento.

Uma das formas de minimizar este aspecto é aprovar o PMSB por lei, criando-se instrumentos básicos para a gestão do Plano. Além disso, a aprovação por lei

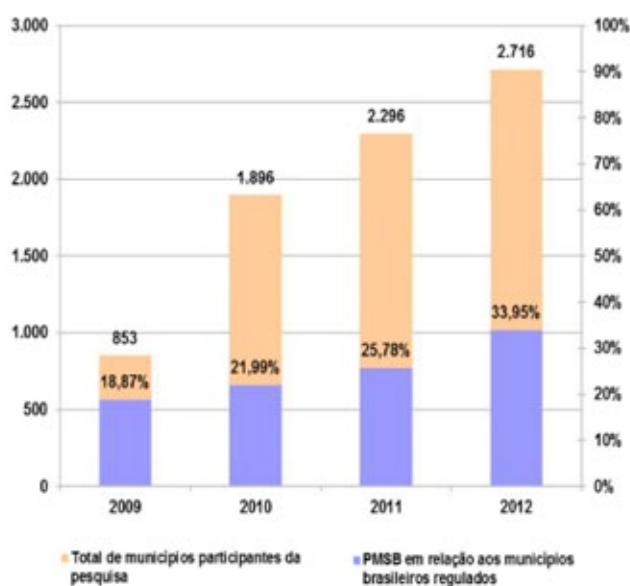


Figura 4- Municípios regulados com PMSB

⁵ Associação Brasileira de Agências de Regulação – ABAR: Regulação 2013.

Estado	Agência	Municípios Regulados	Quant. de Planos
AL	ARSAL	25	24
AM	ARSAM	1	0
BA	AGERSA	364	8
CE	ARCE	150	21
DF	ADASA	1	0
ES	ARSI (E) e AGERSA (M)	12	3
GO	AGR	225	21
MG	ARSAE	628	152
MS	AGEPAN	40	0
MT	AMAES (M)	1	1
PA	ARCON	4	0
PB	ARPB	190	0
PE	ARPE	171	18
PI	ARSETE (M)	1	0
RJ	AGENERSA	8	0
RN	ARSBAN (M)	1	0
RS	AGERGS	246	113
SC	AGESAN (E), AGR (M), AMAE (M), AGIR (C) e ARIS (C)	294	292
SP	ARSESP (E), ARSAEG (M) e ARES-PCJ (C)	302	269
TO	ATR	52	0
TOTAL	27	2.716	922

(M) Agência reguladora municipal; (E) Agência reguladora estadual; (C) Agência reguladora consorciada. As demais agências não indicadas são estaduais.

Fonte: ABAR, 2013

Tabela 1 - PMSB por estado em municípios regulados

minimiza riscos para o operador, caso os serviços delegados sejam prestados por meio de contrato, haja vista que as metas deste instrumento devem estar associadas às metas do plano de saneamento.

Diante do exposto, a lei que

instituir o plano deve conter, no mínimo, os seguintes aspectos: a aprovação do plano, cujo conteúdo é um anexo da própria lei; a definição do órgão responsável pela administração do plano no âmbito da prefeitura municipal; a definição do órgão respon-

sável pelo controle social, em geral delegado a um conselho municipal já existente, como de meio ambiente ou da saúde; e, por fim, a definição da entidade reguladora, responsável pelo acompanhamento da execução do PMSB. Dessa forma, ficará

Unidade Geográfica	Municípios							
	Total (A)	Com estrutura na área de saneamento básico						Não possui estrutura única
		Total (B)	(B)/(A) %	Caracterização do órgão gestor				
				Secretaria municipal exclusiva	Secretaria municipal em conjunto com outras políticas	Setor subordinado à outra secretaria	Setor subordinado diretamente à chefia do executivo	
Brasil	5.565	1.684	30	101	490	864	229	3.560

Fonte: IBGE, Pesquisa Munic 2011, Tabela 108.

Tabela 2- Municípios com estrutura na área de saneamento básico, por caracterização do órgão gestor, ano 2011

consolidado por lei o tripé com as funções da titularidade (órgão administrativo municipal), do controle social (designação do conselho municipal) e da regulação (agência reguladora).

Porém, somente a lei não é suficiente para garantir a sustentabilidade do Plano. É necessária uma articulação de todas as esferas, no sentido de se constituir instrumentos de apoio técnico permanente aos municípios. Neste contexto, experiência recente no Estado do Ceará, foi iniciada por meio da realização de cursos para formação de administradores de Planos, e mediante cooperação técnica entre universidades e municípios, para suporte a execução dos programas, projetos e ações dos PMSB.

Desafios para o setor em relação ao planejamento

Considerando o baixo percentual de Planos finalizados e os prazos para conclusão dos PMSB (dezembro de 2013), a escolha de alternativas para elaboração dos Planos deve considerar as seguintes premissas:

- Soluções que envolvam a participação das Associações dos Municípios no processo de

coordenação, objetivando melhorar o nível de mobilização e participação dos municípios, além de contribuir para colocar o saneamento básico na agenda política desses entes;

- Priorização da elaboração dos PMSB dos municípios de menor porte, e que não disponham de recursos financeiros e humanos;

- Foco na elaboração de Planos dos municípios com investimentos previstos para o curto prazo e cuja captação de recursos dependa da existência do PMSB;

- Elaboração conjunta dos PMSB no âmbito regional, facilitando a execução no curto e médio prazo dos Planos Regionais (prestação regionalizada);

- Permita a visão do conjunto de investimentos em todas as delegações operadas pelo Prestador Estadual, com vistas à viabilidade econômica e financeira da empresa no médio e longo prazo;

- Possibilite a padronização de instrumentos de planejamento, notadamente indicadores de acompanhamento das metas dos programas, projetos e ações;

- Permita a apropriação do conhecimento por parte do quadro técnico dos municípios e do

próprio Prestador Estadual; além de auxiliar na criação de uma cultura de planejamento setorial no estado.

Por fim, são listados os principais desafios do setor em relação ao planejamento, a saber:

- Universalização da prestação dos serviços em municípios onde não há viabilidade econômico-financeira, notadamente nas áreas rurais;

- Garantir fonte de recursos para financiar a universalização dos serviços de saneamento básico;

- Criar mecanismos de subsídios para acesso da população sem capacidade de pagamento aos serviços de saneamento básico;

- Realizar a gestão dos planos municipais de saneamento básico, haja vista que a maioria dos municípios não dispõe de equipes técnicas;

- Rever os contratos de concessão assinados entre os municípios antes da Lei dos Consórcios.

Desta forma, o setor e a sociedade terão efetivos instrumentos de planejamento que contribuirão para a tão sonhada universalização da prestação dos serviços.

Afinal, queremos ou não viabilizar o uso agrícola do lodo produzido em estações de esgoto sanitário? Uma avaliação crítica da Resolução CONAMA 375

Américo de Oliveira Sampaio*

Introdução

Os processos de tratamento de esgotos sanitários geram resíduos sólidos, cujas características quali-quantitativas podem variar substancialmente, dependendo de uma série de fatores, dentre os quais se pode destacar: os tipos de processos e operações constituintes do tratamento, a quantidade e características dos efluentes não domésticos lançados no sistema coletor de esgotos e o tipo de condicionamento e desaguamento do lodo utilizado na fase sólida do tratamento.

Estima-se que os custos operacionais associados apenas à destinação final deste material contribuam com mais de 40% do montante total (SAMPAIO; GONÇALVES, 1999). Apesar de sua importância, os aspectos relacionados ao gerenciamento do lodo de ETEs não vêm recebendo a necessária consideração por parte das instituições e profissionais responsáveis por essa questão. Os que há muito militam nessa área sabem

bem que, até pouco tempo atrás, nos projetos hidráulico e sanitário de estações de tratamento de esgoto a preocupação com o lodo se limitava à apresentação de figuras de um caminhão e uma seta, acompanhada pelos dizeres: “VAI PARA DESTINO FINAL”.

No Brasil, a grande maioria das estações atualmente em operação envia o lodo gerado para aterro sanitário. Apenas algumas encaminham esse material para uso agrícola, muito embora tal destinação venha crescendo consideravelmente nos últimos anos, principalmente nos Estados do Paraná, São Paulo, Rio Grande do Sul e Distrito Federal. Estima-se que a quantidade atual de lodo utilizada para este fim no Brasil seja da ordem de 21.000 toneladas (base seca) /mês, sendo produzida, em sua quase totalidade, em estações que utilizam processos de tratamento biológicos aeróbios (lodos ativados convencional ou aeração prolongada e lagoas aeradas). Não obstante as

LOCAL	QUANTIDADE	TEOR DE SÓLIDOS	QUANTIDADE
	ton/ano	%	ton MS/ano
Distrito Federal	24.966	15,0	3.745
São Paulo (Franca)	16.400	27,5	4.510
São Paulo (Jundiaí)	21.900	18,0	3.942
Rio Grande do Sul (Santa Maria)	4.745	20,0	949
Paraná	26.400	30,0	7.920
TOTAL	94.411		21.066

Tabela 1- Quantidade atual de lodos utilizados para fins agrícolas no Brasil

inúmeras vantagens apresentadas por essa prática em relação às demais formas de destinação final, seu emprego no território nacional, quando comparado a outros países nortes americanos e europeus, pode ser considerado incipiente. Mais informações sobre a quantidade de lodo utilizada na agricultura no Brasil podem ser obtidas na Tabela 1.

Até o ano de 2006, o arcabouço normativo e legal referente à aplicação agrícola de lodo de estações de tratamento de esgotos sanitários limitava-se às normas técnicas da Companhia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB e do Instituto Ambiental do Paraná – IAP. A primeira – P4.230 ago/99 (SÃO PAULO, 1999), basicamente uma cópia do Registro Federal 40 CFR Part 503 – Appendix B (USEPA, 1993) e a segunda – Instrução Técnica CEP/DTA n. 001/2002 (PARANÁ, 2002), baseada principalmente nos estudos e pesquisas desenvolvidos pelo Programa Interdisciplinar de Pesquisa sobre Uso Agrícola de Lodo - PR. A Resolução CONAMA nº 375 /2006, doravante referida apenas como Resolução Conama 375 (BRASIL, 2006), promulgada em 29 de agosto de 2006, definiu, em âmbito Federal, critérios e procedimentos para o uso agrícola do lodo de esgotos gerados em estações de tratamento, constituindo assim elemento fundamental e indispensável para a promoção e regulamentação desta prática no território nacional. Entretanto, alguns aspectos dessa regulamentação necessitam ser mais bem discutidos e eventualmente alterados, complementados ou ajustados, de modo a permitir que a mesma atenda efetivamente aos propósitos almejados.

Utilização agrícola do biossólido produzido em estações de tratamento de esgotos sanitários: apenas mais uma opção de destinação final ou uma prática que efetivamente queremos viabilizar?

Quando avaliamos o uso agrícola de biossólidos, uma questão primordial que deve ser respondida é: **essa é mais uma opção de destinação final de resíduos ou uma prática de reciclagem que efetivamente almejamos?**

A resposta a este questionamento requer uma avaliação mais global sobre os processos de produção e destinação final do resíduo sólido gerado nos diversos processos e operações utilizadas no tratamento de águas residuárias.

A elaboração de projetos e planejamento das

ações neste campo continua sendo abordada de forma simplificada e pouco abrangente, absolutamente incompatível com a importância e complexidade características da problemática em questão. Persiste, ainda, a visão na qual a quantidade e qualidade dos resíduos gerados é apenas uma consequência dos processos e operações adotados e não algo que se pretenda controlar. Tal fato vem contribuindo substancialmente para o aumento gradativo do volume e periculosidade dos resíduos produzidos e, conseqüentemente, dos custos dos serviços prestados para o seu condicionamento e destinação final.

Por outro lado, observa-se, mesmo que ainda timidamente, a ocorrência de mudanças do paradigma atual mediante o estabelecimento de novos princípios norteadores. Segundo estes novos princípios, a geração de resíduos gerados passa a ser entendida não como fato inevitável ou inerente, mas sim como consequência de ineficiência do processo produtivo.

Cresce a preocupação e esforço para adoção de medidas preventivas, geralmente tomadas dentro do processo de produção, que possibilitem a não geração ou, pelo menos, minimização da quantidade e periculosidade de resíduos produzidos. Na impossibilidade de eliminá-los por completo, o material resultante deverá ser reciclado, preferencialmente dentro do processo produtivo. Só em último caso, dever-se á pensar no tratamento e destino final (Figura 1).

Normalmente, o processo tradicional utilizado pelas companhias de saneamento para definição das soluções de processamento e destinação final de lodos é efetuado em duas etapas. Primeiro, avalia-se de forma teórica, ou mediante a execução de testes experimentais, a quantidade e qualidade do lodo produzido e, a partir destes dados, efetuam-se estudos de aspectos técnicos, econômicos e ambientais das alternativas possíveis de serem utilizadas para o condicionamento e destinação final do resíduo.

Porém, esse método tradicional vem sendo cada vez mais questionado. Atualmente, os estudos de concepção de projeto da fase sólidas de estações de tratamento de esgoto incluem uma etapa intermediária de avaliação ampla do processo, sob a ótica da produção mais limpa. Nessa etapa, procura-se, principalmente, analisar quais medidas poderiam ser implementadas visando a redução da quantidade e a melhoria da qualidade do resíduo. Essa avaliação, geralmente,

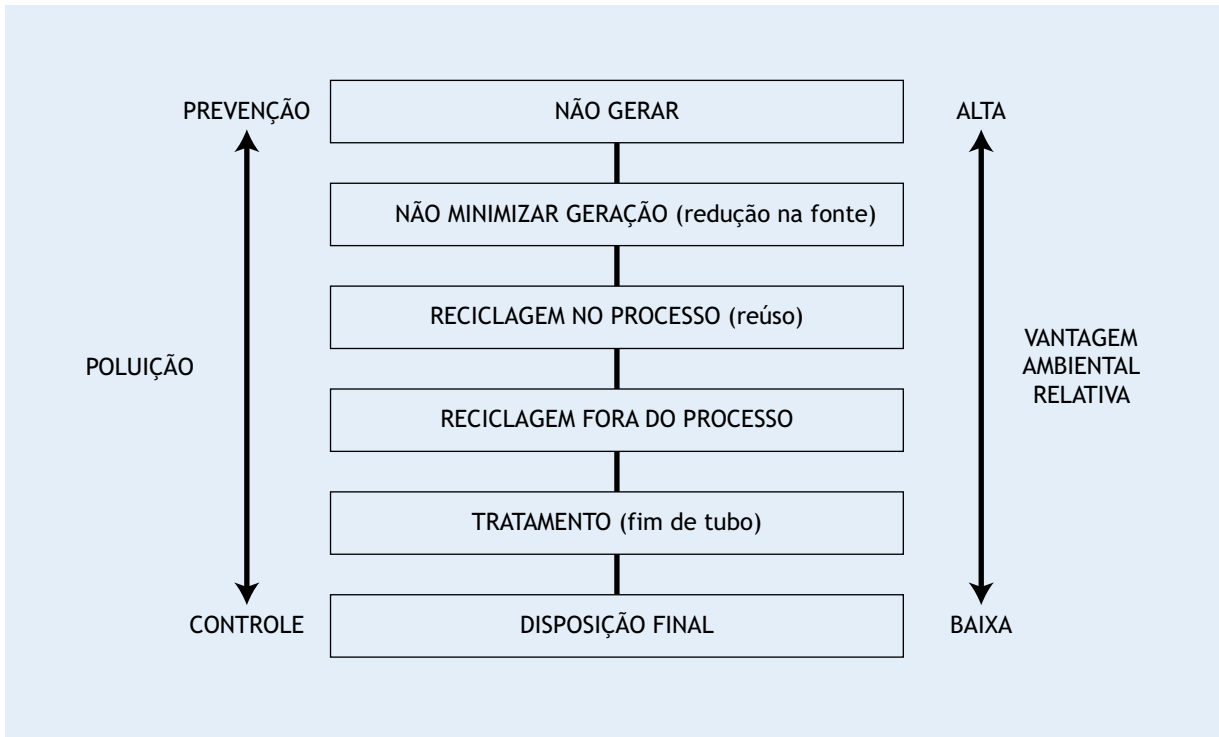


Figura 1- Hierarquização do Gerenciamento de Resíduos

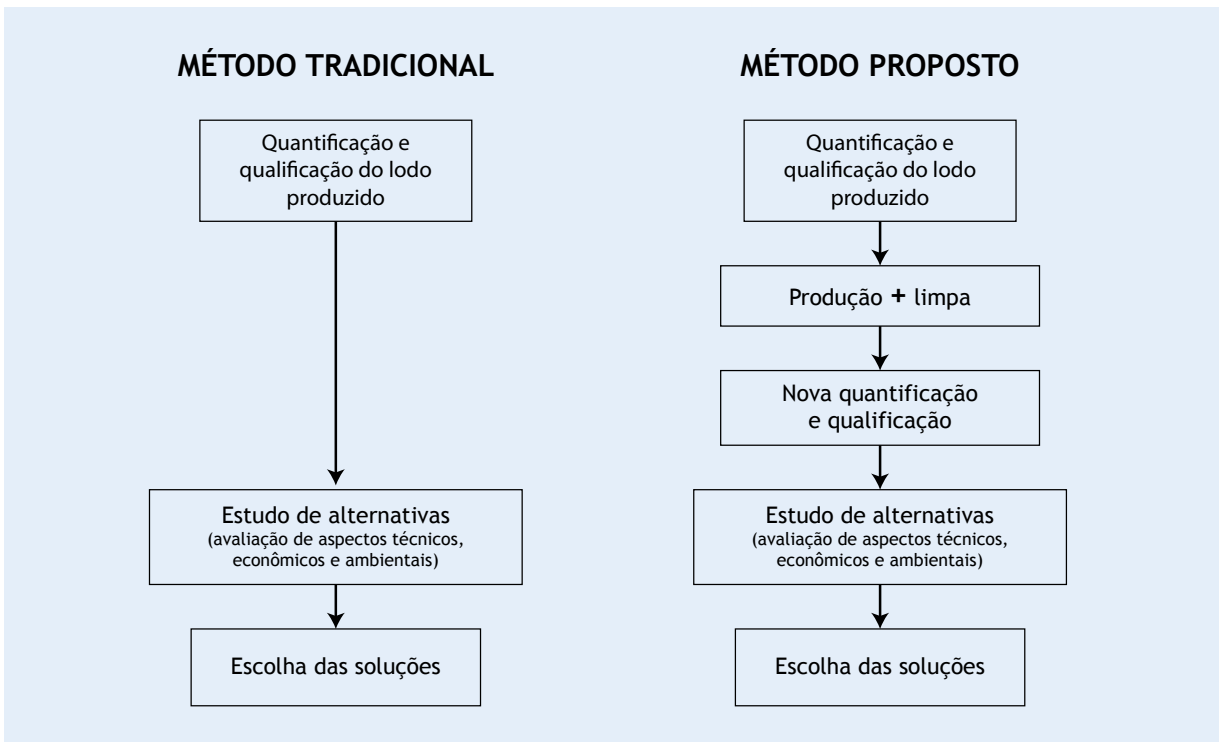


Figura 2- Estratégias para Definições das Soluções para Processamento e Destino Final de Lodos de ETEs

resulta em nova estimativa quali-quantitativa do lodo gerado, que é utilizada posteriormente para o estudo de alternativas (Figura 2).

Há cerca de uma década, nos países desenvolvidos, se intensificou a preocupação com o processamento e destinação final de resíduos resultantes do tratamento de esgotos sanitários, como consequência do aumento das restrições legais para sua destinação em aterros sanitários. O aumento crescente dos custos operacionais e de implantação dos aterros, bem como a escassez cada vez maior de áreas disponíveis para sua implantação, levou a realização de diversos estudos de avaliação técnica e econômica de usos alternativos que não acarretassem prejuízo à saúde pública e ao meio ambiente. Tais alternativas receberam a denominação de “usos benéficos”.

Dentre os usos benéficos do lodo de ETEs, destaque especial deve ser dado à disposição agrícola-florestal, visto possibilitar a necessária reciclagem dos nutrientes nele contidos.

Dos principais nutrientes utilizados em culturas agrícolas, o fósforo é, sem dúvida, aquele cuja reciclagem assume importância destacada, tendo em vista representar cerca de 1% do dispêndio atual mundial em matéria prima e pelo fato de sua obtenção ser restrita exclusivamente

à exploração de jazidas de rochas fosfáticas. Estudos revelam que as reservas mundiais de fósforo hoje conhecidas são capazes de suprir o consumo atual deste elemento por mais que 90 anos (CRAIG; DAVID; BRIAN, 1996). Mesmo para o mais cético dos ambientalistas, este período pode ser estendido, no máximo, para 180 anos, caso se confirme e torne viável a exploração da recente descoberta de crostas e nódulos fosfáticos na plataforma continental da Flórida (LOMBORG, 2002).

O fósforo contido nos biossólidos produzidos nas estações de tratamento de esgoto provém do próprio esgoto (matéria orgânica ou inorgânica, dissolvida ou particulada) e da matéria orgânica constituinte da biomassa aeróbia e/ou anaeróbia gerada nos processos de tratamento. O conteúdo de fósforo no lodo de esgoto sanitário pode variar consideravelmente de estação para estação, em função do tipo de tratamento utilizado e das características qualitativas do esgoto afluente. Nas ETEs apresentadas na Tabela 2 o teor deste elemento variou de 0,6 % a 3,7 %. Estima-se que tais valores poderão aumentar significativamente devido à necessidade futura de adequação dos lançamentos de efluentes às exigências ambientais, mediante a implantação de processos terciários de tratamento (remoção de nutrientes).

Parâmetro	ETE Barueri (Barueri-SP)	ETE Franca (Franca-SP)	ETE Suzano (Suzano -SP)	ETE Lavapés (SJ Campos-SP)	ETE Bertioga (Bertioga-SP)	ETE Humaitá (S. Vicente-SP)	ETE Bichoró (Mongaguá-SP)	ETE Brasília (Brasília-DF)	ETE Belém (Curitiba-PR)
Nitrogênio total (%)	2,25	5,53	2,31	4,5	3,93	4,10	4,84	5,5	4,91
Fósforo (%)	1,48	0,93	2,65	2,59	2,60	0,6	2,89	3,0	3,70
Potássio (%)	0,01	0,26	0,10	0,39	0,35	0,15	0,10	0,35	0,36
Matéria orgânica (%)	44	65,2	41	52,6	68,3	63,43	71,35	52,5	69,4

Valores em porcentagem (base seca) | Fonte : (TSUTIYA, 2001)

Tabela 2 - Principais parâmetros de valor agrônômico em lodos produzidos em diversas ETEs do Brasil

O nitrogênio constitui também um elemento essencial para a produção agrícola e atualmente é responsável por aproximadamente 6 % dos gastos em insumos agrícolas (CRAIG; DAVID; BRIAN, 1996). Ao contrário do fósforo, este elemento é abundante no planeta, representando 78 % da composição dos gases constituintes da atmosfera. Apesar de sua alta disponibilidade, grande preocupação vem sendo dada à sua reciclagem, visto a produção de fertilizantes nitrogenados ser efetuada basicamente pela sintetização do N₂ do ar, produção esta que exige grande dispêndio energético. Estima-se que a sintetização de 1 kg de nitrogênio do ar exija cerca de 12,5 kWh (COHIM et al, 2009).

Para contornar esse problema, grandes esforços estão sendo empreendidos no sentido de viabilizar a reciclagem deste elemento nos sistemas de esgotamento sanitário como, por exemplo, a separação dos sistemas de coleta dos dejetos de urina e fezes (COHIM, et al, 2009). Tais sistemas separadores, que já estão sendo efetivamente implantados nos países nórdicos, permitem que os compostos nitrogenados, presentes em grande quantidade na urina, possam ser reciclados de forma mais fácil e segura.

Entretanto, é a partir da estação de tratamento onde se concentram os maiores esforços para a reciclagem do nitrogênio presente no esgoto sanitário, principalmente através do condiciona-

mento e disposição agrícola do lodo produzido. Os dados apresentados na Tabela 2 mostram que o teor de nitrogênio no biossólido das estações de tratamento avaliadas variou de 2,2% a 5,5%, constituindo assim o macro nutriente presente em maior quantidade neste material.

O potássio é também importante macronutriente agrícola, representando atualmente cerca de 0,1 % dos gastos mundiais em insumos agrícolas. É considerado o oitavo elemento mais abundante na crosta da terra, e estima-se que as reservas existentes possam suprir o consumo nos níveis atuais por aproximadamente 357 anos. Se considerarmos as reservas acessíveis totais, este período pode ser elevado por mais de 700 anos. Tal fato, associado ao baixo teor desse elemento no lodo de esgoto (variando de 0,01% a 0,36 % - Tabela 2), faz com que pouca preocupação seja dirigida à sua reciclagem nas estações de tratamento.

Devem-se ressaltar também os benefícios econômicos auferidos pela reciclagem dos nutrientes e matéria orgânica do lodo. Estudos desenvolvidos pela SANEPAR (CORRÊA; CORRÊA, 2001) sugerem que apenas o nitrogênio, fósforo e a matéria orgânica presentes em uma tonelada de lodo fresco de esgoto possam representar valor da ordem de R\$ 22,00. Para o lodo seco termicamente, este valor se eleva para R\$ 158,60 (Tabela 3)

Parâmetros	Lodo Fresco	Lodo Compostado	Lodo Caleado	Lodo Irradiado	Lodo Seco a Calor
Nitrogênio	R\$ 7,70	R\$ 10,90	R\$ 10,10	R\$ 11,00	R\$ 57,50
Fósforo	R\$ 12,50	R\$ 14,00	R\$ 20,00	R\$ 16,30	R\$ 87,70
Matéria Orgânica	R\$ 1,80	R\$ 6,30	R\$ 2,00	R\$ 2,50	R\$ 13,40
CaCO ₃	R\$ 0,0	R\$ 0,0	R\$ 9,10	R\$ 0,0	R\$ 0,0
Total	R\$ 22,00	R\$ 31,20	R\$ 41,20	R\$ 29,80	R\$ 158,60

Fonte (CORRÊA; CORRÊA, 2001)

Tabela 3 - Valor do biossólido por tonelada de produto úmido

Pelos aspectos analisados, parece que a resposta ao questionamento inicialmente formulado não pode ser outra senão a afirmativa: SIM

Contudo, apesar dos inúmeros benefícios anteriormente apresentados, esta prática ainda vem sendo bastante questionada, inclusive por parte da comunidade técnica especializada.

Alguns, por total desconhecimento, acreditam que tal destinação é uma forma encontrada pelas companhias operadoras para contornar as exigências características de alternativas pretensamente mais atrativas do ponto de vista ambiental (aterro sanitário, por exemplo), visando exclusivamente redução de custos e maior facilidade de implantação. Ledo engano; todos aqueles que já operaram sistemas de tratamento de águas residuárias sabem perfeitamente que não existe nada mais cômodo e simples do que encaminhar o lodo produzido por uma estação de tratamento para aterro, pois requer apenas a viabilização de contratos com empresas operadoras de aterro e de carregamento e transporte do material. Tais contratos são de fácil fiscalização e apresentam, muitas vezes, custo inferior aos associados à disposição agrícola.

Assim, não seria exagero afirmar que, à primeira vista, não existe nada mais atrativo para o gerente de uma estação de tratamento do que a opção pela destinação em aterro, cujos aspectos logísticos são bem mais simples do que os relativos ao uso agrícola. O que verdadeiramente leva as companhias a esta prática é a sua sustentabilidade ambiental.

As vantagens do uso agrícola dos bio-sólidos produzidos em estações de tratamento de esgotos sanitários estão claramente expressas em três dos “considerandos” da Resolução CONAMA 375, apresentados a seguir:

- Considerando que o lodo de esgoto sanitário constitui fonte de matéria orgânica e de nutrientes para as plantas e que sua aplicação no solo pode trazer benefícios à agricultura
- Considerando que o uso agrícola do lodo de esgoto é uma alternativa que apresenta vantagens ambientais quando comparado a outras práticas de destinação final
- Considerando que a aplicação de lodo de esgoto na agricultura se enquadra nos princípios de utilização de resíduos de forma ambientalmente adequada

Fica claro, portanto, que a referida Resolução tem como princípio básico a viabilização da apli-

cação agrícola do lodo, evidentemente de forma a não ocasionar efeitos deletérios ao meio ambiente e à saúde pública.

Logística relacionada ao gerenciamento do uso agrícola do lodo

Comparada às outras alternativas de disposição final, a aplicação do lodo de esgoto para fins agrícolas requer uma logística substancialmente mais complexa e bastante diferenciada daquelas comumente empregadas pelas companhias de saneamento na rotina operacional de estações de tratamento de esgotos sanitários. Tal logística envolve aspectos relacionados ao monitoramento do material, seleção de áreas, transporte e aplicação do material, elaboração de projetos agrônômicos, registros detalhados que permitam o rastreamento dos lotes aplicados, dentre outros.

Das questões de ordem logística, a de maior complexidade é, sem dúvida, a viabilização de áreas agrícolas que possam receber, sem grandes interrupções, o lodo produzido pelas estações de tratamento.

A compatibilização da produção de lodo e sua aplicação no solo devem levar em consideração as características inerentes ao processo de adubação de culturas agrícolas, normalmente sujeito a períodos sazonais de descontinuidade. Somam-se a isto, as imposições da regulamentação em vigor – Resolução CONAMA 375, que, em sua Seção IV, artigo 12, define uma série de restrições de períodos de tempo a serem respeitados entre duas aplicações sucessivas. Esses são aspectos particularmente importantes em grandes plantas, onde se tornaria economicamente inviável a implantação de pátios de estocagem com área disponível suficiente para acumulação do grande volume de lodo gerado entre aplicações subsequentes.

A Resolução CONAMA 375 define que a aplicação do lodo de esgoto e produtos derivados só poderá ocorrer mediante a existência de uma Unidade de Gerenciamento de Lodo – UGL, que deverá ser devidamente licenciada pelo órgão ambiental, segundo os mesmos procedimentos adotados para outras fontes de poluição. Estipula também que o licenciamento deverá obrigatoriamente contemplar uma avaliação geral das possíveis áreas de aplicação existentes próximas à UGL. Em nenhum momento, é citada a necessidade de licenciamento individual das áreas junto

ao órgão competente. Tal fato foi muito discutido durante as reuniões do Grupo Técnico – GT encarregado pela elaboração da proposta de Resolução e entendeu-se que a aprovação prévia das áreas inviabilizaria, do ponto de vista logístico, a gestão da aplicação agrícola do lodo.

Cabe, entretanto, ressaltar que, segundo o artigo 16 da Resolução CONAMA 375, toda aplicação deverá ser condicionada à elaboração de projeto agrônomo para as áreas de aplicação, firmado por profissional devidamente habilitado. Tal projeto deverá seguir o roteiro constante no Anexo VIII da Resolução e ficará disponível para eventuais avaliações do órgão fiscalizador competente.

O transporte também constitui importante aspecto relacionado ao gerenciamento da utilização agrícola do lodo, visto representar o item de maior custo operacional dessa prática.

Muitas vezes as dificuldades de se encontrar áreas aptas e disponíveis para uso agrícola do lodo levam à necessidade de executar longos trajetos. No Estado de São Paulo, algumas aplicações são realizadas em áreas situadas cerca de 170 quilômetros distantes do local de produção. Não se pode dizer que exista uma distância máxima que inviabilize economicamente o transporte, pois a mesma depende de uma série de outros fatores, dentre os quais a existência e tipo de estrada de acesso, quantidade e preço de pedágios no percurso, a possibilidade de frete para retorno do caminhão até o local da estação, etc...

Normalmente, o custo deste item está relacionado à massa ou volume transportado e à quilometragem percorrida (R\$ por tonelada ou metro cúbico por quilômetro), muito embora outros fatores possam desempenhar papel relevante em sua composição. Em plantas localizadas em grandes cidades ou regiões metropolitanas, cujas rotas de saída e acesso estão quase sempre sujeitas a tráfego intenso, o custo do transporte pode estar muito mais relacionado ao tempo gasto no percurso do que à quilometragem percorrida. Recomenda-se assim que, nestes casos, o tempo gasto no percurso de entrada e saída de grandes cidades seja igualmente considerado na composição do custo de transporte do lodo até o seu destino final.

A Resolução CONAMA 375 apresenta, em seu Anexo VII, recomendações quanto ao transporte dos biossólidos, não havendo, a nosso ver, maiores dificuldades das companhias de saneamento

em cumpri-las. É importante, porém, ressaltar que a Lei Estadual de São Paulo nº 12.300, que institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos estabelece, no seu artigo 32, as responsabilidades do gerador do resíduo. Segundo essa lei, compete ao gerador do resíduo sólido a responsabilidade pelo seu gerenciamento, desde a geração até a destinação final, incluindo o transporte interno e externo, mesmo que estas sejam eventualmente executadas por terceiros. Não basta assim que as companhias de saneamento exijam, apenas na contratação, o comprometimento de seus prestadores de serviços com relação às normas e procedimentos de segurança necessários para minimizar riscos de ocorrência de derramamentos dos resíduos durante o trajeto, mas também devem se certificar que estas estejam sendo efetivamente cumpridas.

Considerações sobre os limites de parâmetros químicos e microbiológicos fixados pela Resolução CONAMA 375

A Resolução CONAMA 375, em seu artigo 7, estabelece que a caracterização do lodo de esgoto ou produto derivado a ser aplicado deve incluir substâncias inorgânicas e orgânicas potencialmente tóxica, organismos patogênicos e indicadores da qualidade bacteriológica do biossólido.

Substâncias Inorgânicas

A maiores preocupações quanto à presença de elementos e substâncias inorgânicas no biossólido restringe-se, basicamente, à presença de metais e metalóides, tendo em vista os problemas que estes podem ocasionar às culturas, organismos do solo, seres humanos e outros animais.

Dois metodologias consagradas em nível mundial podem ser distinguidas com relação ao acúmulo de metais e metalóides no lodo e no solo: a européia, denominada “impacto zero” e a norte americana, que utiliza a análise de risco.

A metodologia européia do “impacto zero”, também chamada de “balanço de metal”, se baseia na assunção de que a quantidade de metais que pode ser adicionada ao solo não deve ser superior àquela que dele é removida pelos processos naturais, tais como remoção pelas culturas agrícolas, erosão do solo e lixiviação. O principal objetivo da proposição dessa metodologia é o de preservar o solo e outros recursos naturais para futuras gerações no estado atual em que se encontra, possibilitando ser utilizado para qualquer

finalidade (BERTON, 2000).

A metodologia adotada pela Agência Ambiental dos Estados Unidos (USEPA 40 CRF part 503) é baseada em avaliação de risco através de 14 rotas de exposição, preestabelecidas para metais e metalóides após sua incorporação ao solo agrícola. A legislação “Standard for the Use or Disposal of Sewage Sludge” (Code of Federal Regulation, Title 40, Part 503), desenvolvida pela U. S. Environmental Protection Agency, foi publicada em 1993. Este documento foi objeto de uma grande revisão efetuada em 2002, sendo mantidos todos os parâmetros definidos na versão original, pois não foram encontradas evidências científicas de que estes não eram adequados à proteção da saúde pública e meio ambiente (WEF HIGHLIGHTS, 2002).

Chang et al (2002), no relatório preparado para a Organização Mundial de Saúde – “Developing Human Health related Chemical Guideli-

nes for Water and Sewage Sludge Applications in Agriculture”, comentam que ambas as metodologias são válidas e, devido às diferenças de filosofia e finalidades, resultam em limites com valores numéricos bastante díspares, podendo levar à considerações equivocadas. Na realidade, com a utilização da metodologia “impacto zero”, o limite máximo de concentração de substâncias químicas inorgânicas (metais e metalóides) dos países da Europa representa o nível de carga máximo de modo a evitar o acúmulo, enquanto que os valores fixados na legislação Americana visam basicamente à prevenção de efeitos nocivos à saúde pública, plantas e outros animais. Ambos critérios são conceitualmente defensáveis, muito embora os autores do referido relatório recomendem, para países em desenvolvimento, a adoção de padrões com base na metodologia da agência ambiental norte americana – EPA.

A Tabela 4 apresenta os limites máximos de

PARÂMETRO	Concentração máxima permitida no biossólido (mg/kg, base seca)		
	EUA - USEPA 40 CFR/503	Comunidade Européia - Diretiva 86/278 EEC	Brasil - CONAMA 375
Arsênio	41	-	41
Bário	-	-	1300
Cádmio	39	20-40	39
Cobre	1500	1000-1750	1500
Chumbo	300	750-1200	300
Cromio	-	-	1000
Mercúrio	17	16-25	17
Molibdênio	-	-	50
Níquel	420	300-400	420
Selênio	100	-	100
Zinco	2800	2500-4000	2800

Tabela 4- Limites de substâncias químicas inorgânicas (metais pesados) para uso agrícola de biossólidos fixados pela regulamentação dos EUA, Comunidade Européia (European Community Council, 1986) e CONAMA 375.

substâncias químicas inorgânicas (metais e metalóides) permitidos para uso agrícola do biossólido nas legislações americana, européia e brasileira.

Observa-se que, para a fixação da maioria dos parâmetros, a Resolução CONAMA 375 fez uma opção clara pela metodologia de análise de risco proposta pela legislação americana USEPA 40 CRF, Part 503. O mesmo não ocorreu, entretanto, para a limitação de concentração no lodo dos metais crômio, bário e molibdênio, cujos valores se basearam em metodologia proposta pela agência ambiental do Estado de São Paulo – CETESB (DIAS, 2004).

A metodologia adotada pela CETESB propõe que a determinação da concentração máxima de metais pesados no lodo seja fixada mediante a utilização da Equação 1:

$$CL = \frac{(VA - VR) \times QS}{TA \times AA \times T}$$

Onde

CL = concentração no lodo, mg/kg;

VA = valor de alerta no solo, mg/kg;

VR = valor de referência no solo, MG/kg;

QS = Quantidade de solo em 1 Hectare, 2.600.000 kg/ha. (para uma camada arável de 0,2 m e densidade do solo de 1300 kg/m³);

TA = taxa de aplicação de lodo, fixada em 5.000 kg/ha;

AA = número de aplicações anuais, fixada em 1 aplicação por ano;

T = tempo de aplicação em anos, fixada em 50 anos.

É bastante difícil encontrar justificativa plausível para utilização de metodologias diferenciadas para fixação da concentração de metais no lodo, como também para a fixação de limites de alguns parâmetros (bário, crômio e molibdênio) para todo território nacional, baseados em valores de referências estabelecidos através de estudos simplificados de caracterização de solos do Estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2001). Não cabe aqui fazer qualquer juízo de valor com relação

à propriedade e adequação dos limites fixados, mas sim quanto à falta de critério utilizado para sua definição.

Substâncias Orgânicas

A Resolução CONAMA 375 também exige a caracterização do lodo para substâncias orgânicas potencialmente tóxicas indicadas na tabela 1 do ANEXO V da Resolução: são listadas 34 substâncias que devem ser monitoradas no lodo, sem, entretanto, estabelecer o limite máximo permitido para cada uma delas.

Estudos realizados pela EPA demonstraram que substâncias orgânicas não se encontram em grande quantidade no lodo de esgoto produzido nos Estados Unidos da América e que seus efeitos adversos à saúde pública decorrentes da prática de disposição agrícola não são tão importantes quando comparados com outras fontes de exposição (SMITH, 2001). Sendo assim, tanto a legislação européia, como a norte americana optaram pela não exigência de monitoramento e fixação de limites máximos destas substâncias no lodo.

É, portanto, de se estranhar o fato da regulamentação brasileira definir a obrigatoriedade de monitoramento de substâncias orgânicas sem, contudo, estabelecer os limites máximos permitidos. Caso a razão esteja relacionada à obtenção de dados sobre a presença e concentração destas substâncias no lodo produzido no Brasil, acreditamos que existam formas mais apropriadas para atingir este objetivo, tal como a realização de campanhas de monitoramento, em nível nacional, de lodos oriundos de diversas tipologias de sistemas de esgotamento sanitário. Desta forma, além de possibilitar obtenção de melhor conhecimento sobre o objetivo almejado, evitar-se-ia também que toda e qualquer estação de tratamento de esgoto brasileira fosse obrigada a efetuar, pelo menos uma vez, o monitoramento das concentrações de 34 substâncias orgânicas, cujas determinações analíticas requerem sofisticados métodos laboratoriais (cromatografia, por exemplo) de custos bastante elevados.

Microbiológicos

A Resolução CONAMA 375 estabelece duas classes de lodo de esgotos, de acordo com suas características microbiológicas.

A Tabela 3 do artigo 11 – seção III define

para lodo classe A as seguintes concentrações máximas: coliformes termotolerantes: 10^3 NMP/g de ST, ovos viáveis de helmintos: 0,25 ovo/ g de ST, Salmonella: ausência em 10g de ST e vírus: 0,25 UFP ou UFF/g de ST. Para os lodos Classe B, os limites máximos se restringem a coliforme termotolerantes: 10^6 NMP/g de ST e ovos viáveis de helmintos: 10 ovos/g de ST.

Os padrões microbiológicos da classe A são exatamente os mesmos dos fixados pela legislação norte americana - USEPA 40 CRF, Part 503, segundo a qual, os lodos enquadrados nesta classe não estão sujeitos a qualquer tipo de restrição para a sua aplicação e comercialização, podendo inclusive ser adquiridos em supermercados para uso doméstico. Entretanto, a Resolução CONAMA 375 estabelece uma série de restrições para o uso de lodo dessa classe, podendo se destacar:

- Proibição do uso em pastagens e cultivo de olerícolas, tubérculos e raízes, e culturas inundadas, como demais culturas cuja parte comestível entre em contato com o solo (Artigo 12)
- Utilização em pastagens em períodos inferiores a 24 meses (art 12 , parágrafo 1)
- Proibição de aplicação em solos que irão ser utilizados para culturas de olerícolas, tubérculos, raízes e demais culturas cuja superfície entre em contato com o solo bem como cultivos inundáveis, em períodos inferiores a 48 meses (artigo 12, parágrafo 2)

Não encontramos razão para o estabelecimento de tais restrições, muito menos qualquer estudo técnico-científico que as justifiquem.

Por outro lado, a Norma 503 permite que a ausência de patógenos (vírus e helmintos) pode ser comprovada pelo monitoramento desses microrganismos “ou” de variáveis de controle operacional dos processos de redução adicional de patógenos – PRAP , enquanto que CONAMA 375 estabelece a necessidade de monitoramento de ambos. Além disso, a regulamentação norte americana estabelece que biossólidos classe A devem apresentar menos que 1000 Cter/g ST “ou” menos de 3 salmonelas/4 g ST (limite de decção), e a CONAMA 375/2006 essa alternativa é traduzida como “e”. Com relação a essa questão, o estudo crítico-comparativo sobre as regulamentações brasileira, estadunidense e britânica de

qualidade microbiológica de biossólidos para uso agrícola realizada por Rafael K. X, Bastos, Paula Dias Bevilacqua e David Duncan Mara (Bastos R.K.X. et al, 2013) afirma:

“A categoria brasileira Classe A claramente reproduz a dos EUA, porém apresenta alguns aspectos mais rigorosos ... , a abordagem brasileira parece ignorar o fato de que monitoramento de rotina para patógenos não é prática viável, além de desconsiderar o próprio conceito de organismos indicadores e a utilidade de variáveis de controle operacional (incorporados nos procedimentos de APPCC no Reino Unido. “

Os limites microbiológicos previstos para a classe B foram definidos pela Environmental Protection Agency – EPA a partir da característica média da densidade de coliformes termotolerantes de lodos de esgotos produzidos nos Estados Unidos em estações que utilizavam, na fase sólida, digestores anaeróbios de média taxa. Nos estudos desenvolvidos anteriormente à promulgação dessa norma, a média de concentração deste indicador foi de 2×10^6 NMP/g de ST e, por este motivo, esse valor foi fixado como limite máximo tentativo. A partir daí, a aplicação agrícola do lodo foi acompanhada por estudos epidemiológicos para avaliar eventuais problemas à saúde pública da população exposta a esta prática (população situada no entorno de áreas de aplicação, trabalhadores encarregados pela aplicação, manuseio, transporte e comercialização e consumidores dos produtos de culturas que receberam aplicações de biossólidos). Visto que estes estudos não estabelecem “nexo causal” entre a aplicação de lodo de esgoto com estas características e aumento da morbimortalidade na população exposta, optou-se pela manutenção do referido padrão (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1996).

Os mesmos procedimentos foram utilizados para o estabelecimento dos padrões microbiológicos do lodo classe B no Reino Unido. Esta Resolução, entretanto, fixou o limite máximo para coliformes termotolerantes em 10^6 NMP/g de ST, devido ao fato de que os estudos de caracterização de lodo estabilizado produzidos nas estações de esgoto naquele país apresentarem valores médios dessa ordem de grandeza.

A Resolução CONAMA 375 não realizou os se

baseou em qualquer estudo de caracterização do lodo digerido produzido no Brasil, optando simplesmente pela utilização do padrão estabelecido na regulamentação do Reino Unido.

Tanto a regulamentação norte americana como inglesa não fixaram limites máximos para concentração de ovos de helmintos viáveis para a classe B, muito embora tenha sido evidenciada a presença destes organismos neste material. Entendeu-se que a aplicação de lodo classe B, desde que respeitadas as restrições impostas para sua utilização (uso de equipamentos individuais ou coletivos de proteção, incorporação ao solo, tipo de cultura, etc.), não representa risco significativo para o aumento da incidência de helmintoses na população exposta.

A Resolução CONAMA 375, mesmo não estando baseada em qualquer tipo de caracterização, estudo epidemiológico ou análise de risco com relação a ovos de helmintos e em discordância com os padrões estabelecidos em várias regulamentações vigentes no cenário internacionais para lodos classe B, optou pela fixação deste parâmetro em 10 ovos/g de ST. Estranha-nos sobremaneira não somente a fixação do limite, mas principalmente o valor estabelecido, visto não existir qualquer trabalho técnico-científico que o justifique.

Ressalta-se ainda, que a regulamentação brasileira estabelece, ao contrário das do Reino Unido e EUA, a proibição de aplicação de biossólidos classe B em culturas alimentícias e pastagens. Com relação a esse aspecto, o estudo desenvolvido por Rafael et colaboradores (Bastos R.K.X. et al, 2013) afirma:

“Em relação às restrições para os diferentes usos de biossólidos Classe B, as condições climáticas brasileiras são, comparadas às dos EUA e do Reino Unido, em tese e em geral, menos favoráveis à sobrevivência de patógenos, mas, ainda assim, a Resolução CONAMA 357/2006 estabelece critérios muito mais restritivos, ao ponto de proibir a aplicação em culturas alimentícias e pastagens. Mais uma vez, a abordagem brasileira aparenta ser extremamente conservadora...”

Considerações finais

O uso agrícola do lodo produzido em estações de tratamento de esgotos sanitários é uma alternativa que apresenta vantagens am-

bientais quando comparada a outras práticas de destinação final deste material. Destaque especial deve ser dado ao fato dessa prática propiciar a necessária reciclagem de nutrientes, cuja importância vem crescendo consideravelmente nos últimos anos devido à previsão de aumento de demanda e de escassez futura desses elementos.

Ao contrário do que pensam alguns, as razões que levam as companhias de saneamento a optarem por essa alternativa de destinação final do lodo, não estão relacionadas à simplicidade logística de gestão ou custo reduzido de sua implantação, mas sim às suas características de sustentabilidade.

Mesmo reconhecendo constituir um grande avanço na promoção e regulamentação do uso agrícola dos lodos produzidos em estações de tratamento de esgotos sanitários no território nacional, a Resolução CONAMA 375 apresenta aspectos que necessitam ser mais bem discutidos e, eventualmente, alterados, complementados ou ajustados, de modo a permitir atender efetivamente aos propósitos almejados. Para tanto, consideramos imprescindível a constituição de um grupo de trabalho visando promover sua revisão.

Referências

BASTOS, R. K. X. ; BEVILACQUA, Paula Dias ; MARA, D. D. Análise crítico-comparativa das regulamentações brasileira, estadunidense e britânica de qualidade microbiológica de biossólidos para uso agrícola. Revista DAE, v. 191, p. 10-20, 2013. HYPERLINK “<http://lattes.cnpq.br/5178732442154229>”

BERTON, R. S. Riscos de contaminação do agroecossistema com metais pesados. In : Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto. Ed. Bettiol, W.; Camargo, O. A. Jaguariúna, EMBRAPA Meio Ambiente , 2000.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. CONAMA. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Resolução 375, de 29 de agosto de 2.006. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. 2006.

CHANG, A. C. et al. Developing Human Health-

-related Chemical Guidelines for Reclaimed Water and Sewage Sludge Applications in Agriculture. World Health Organization. May, 2002.

COHIM, E. ; ASHER, K. Sistemas de esgotamento sanitário : conhecer o passado para moldar o futuro. In : CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24. , 2007, Belo Horizonte/ MG. Anais ... Rio de Janeiro : ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007. v. 2, p. 1-11.

COHIM, E. et al. Uso Racional de Água e Energia : Conservação de água e energia em sistemas prediais e públicos de abastecimento de água. In : GONÇALVES, R. F. (coordenador) . Perspectivas futuras : água, energia e nutrientes, 1. Ed. Rio de Janeiro : ABES, 2009. p. 296-348.

CORRÊA, R. S.; CORRÊA, A. S. Valoração de biossólidos como fertilizantes e condicionantes de solos. SANARE (Revista Técnica da SANEPAR), v. 16, n. 2, p. 49-56, 2001.

CRAIG, J. R. ; DAVID, J. V. and BRIAN, J. S. Resources of Earth: Origin, Use and Environmental Impact. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall, 1996.

DIAS, C. L. Estabelecimento de Valores de Alerta e Limites Máximos no Lodo de Esgoto. Relatório técnico interno - CETESB, outubro de 2004.

EUROPEN COMMUNITY COUNCIL directive on the protection of the environmental and in particular of the soil when sewage sludge is used in agriculture. Official Journal Euro. Common L. 187/6. 1986.

LOMBORG, B. O Ambientalista Cético: A Real Situação do Mundo - Rio de Janeiro : Elsevier, 2002.

NRC – NATIONAL RESEARCH COUNCIL. Committee on The Use of Treated Municipal Wastewater Effluents and Sludge in the Production of Crops for Human Consumption. 1996 , 176 p.

PARANÁ (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Instituto Ambiental do Paraná. Instrução Técnica CEP/DTA N. 001/2002. Dispõe sobre a utilização

agrícola de lodo de estação de tratamento de esgoto sanitário. Curitiba, 07 de maio de 2002.

SAMPAIO, A. O; GONÇALVES, M. C. Custos operacionais de estações de tratamento de esgoto por lodos ativados : estudo de caso ETE – Barueri. In : In : CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 20. , 1999, Rio de Janeiro/RJ. Anais ... Rio de Janeiro : ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1999, p. 676-685.

SÃO PAULO (Estado). CETESB. Aplicação de lodos de Sistemas de Tratamento Biológico em Áreas Agrícolas – Critérios para Projeto e Operação (Manual Técnico). P 4.320. Águas Subterrâneas. Companhia de Tecnologia de Saneamento ambiental, São Paulo, 1999.

SÃO PAULO (Estado). CETESB. Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas. Companhia de Tecnologia de Saneamento ambiental, São Paulo, 2001.

SMITH, S. R. Are controls on organics contaminants necessary to protect the environment when sewage sludge is used in agriculture ? Prog. In Environ. , v. 2 , p. 129-146, 2000.

TSUTIYA, M. T. Características de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgotos. In : (Org.) Biossólidos na Agricultura, 1. Ed. São Paulo : Sabesp, 2001. p. 89-131.

USEPA. Standards for the Use and Disposal of Sewage Sludge. Code of Federal Regulation, Title 40, Part 503. U. S. Environmental Protection Agency, 1993.

USEPA, “A plain english guide to the EPA part 503 biosolids rule,” Tech. Rep. EPA/832-R-93-003, Office of Wastewater Management, Washington, DC, USA, 1994.

WEF HIGHLIGHTS. Wef Commends NRC’s Part 503 Assessment, Call for Continued Research. v. 39, n. 7, July/August, 2002.

***Américo de Oliveira Sampaio**

Engenheiro Civil formado pela Universidade Mackenzie, mestrado na Escola de Engenharia de São Carlos / USP. Superintendente de Pesquisa, Desenvolvimento Tecnológico e Inovação da SABESP.

Como a convergência de água, efluentes, emissões, energia, eficiência energética e economia de baixo carbono irá impactar o futuro?

Marcos Tadeu Pereira*

Introdução

Talvez o mais importante exercício de futurologia que se possa tentar fazer hoje seja aquele ligado às variáveis mencionadas no título deste artigo: o que irá acontecer com o uso de água, energia e com a geração de efluentes e emissões, e como isso irá impactar a qualidade da vida?

Novas questões entraram na pauta do mundo tecnológico e econômico e são discutidas nos meios de comunicação: sustentabilidade, aumento da temperatura global, emissões de gases de efeito estufa, fontes de energias alternativas, créditos de carbono, reciclagem, falta de água. As notícias que chegam de análises acadêmicas atualizadas trazem preocupações extremas quanto à capacidade do ser humano encontrar soluções para o aumento progressivo e rápido dos problemas ambientais, aliado ao aumento exponencial da população.

As questões ambientais são claramente apontadas no Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC))⁽¹⁾, que traça diversos cenários de previsões de elevação de temperatura na Terra nos próximos anos. Por exemplo, no cenário A1F1 (uso intensivo de combustíveis fósseis, na forma que estamos usando), o aumento de temperatura seria de 4° C até 2100 em relação a 1999, o que permite traçar previsões muito ruins em termos de impactos para o homem e suas atividades econômicas, e mesmo de sobrevivência da maior parte da humanidade.

Deve-se atentar que os assuntos ambientais relativos a mudanças climáticas provocadas por

gases de efeito estufa evoluíram de uma posição inicial de ataque e desacreditação por parte de governos e setores poluidores, para uma situação de ciência sólida, bem conceituada e que deve ser imediatamente tratada, agora aceita quase universalmente, dada a abundância de evidências comprovadas. Ainda há divergências pontuais com relação aos cenários projetados, normalmente restritas a porta vozes de setores e governos interessados em manter os negócios sem modificações, mas mesmo estes setores raramente questionam as evidências.

Para enfrentar este cenário futuro catastrófico diversos países começaram a preparar ações de intervenção e estímulo para diminuir emissões de gases de efeito estufa, diminuir o consumo de energia, regular o uso da água. É notório que estas ações estão interconectadas entre si e convergem: não se altera uma sem provocar mudanças nas outras, e isso é um novo desafio que a tecnologia terá que enfrentar.

Estas ações fatalmente terão eco e efeito no Brasil (um dos grandes emissores de gases de efeito estufa no mundo), e os estudos de como se dará a evolução das necessidades e as ações que poderão ser tomadas são prementes.

Para atuar na interação e convergência entre os processos que envolvam o uso de água, energia e que gerem emissões e efluentes será necessário, entre outras coisas, uma **mudança de paradigmas** em projetos e operação de empreendimentos.

A mudança de paradigmas virá na forma de **novas soluções tecnológicas radicais** (que ainda

Marcos Tadeu Pereira*

Engenheiro Mecânico e Doutor em Engenharia Mecânica

Professor do Departamento de Engenharia Mecânica da Escola Politécnica da USP

Pesquisador do Laboratório de Fluidodinâmica e Eficiência Energética do IPT

Diretor Técnico do IPT- Instituto de Pesquisas Tecnológicas- entre 2004 e 2009

Autor de cerca de 80 artigos técnicos

nem sabemos quais são), de **busca incessante de eficiência energética** e de uma **economia de baixo carbono**, que deverão atuar na convergência e inter-relação entre água, energia, efluentes e emissões.

Como se verá mais adiante, a mudança de paradigmas de projeto e operação de instalações, a eficiência energética e a economia de baixo carbono são condições irremovíveis para uma atuação bem sucedida.

Do que se vê no exterior e nas publicações avançadas, os investimentos na solução das questões ambientais deverão dominar o foco dos investimentos e talvez até boa parte dos investimentos em avanços tecnológicos nas próximas décadas.

O surgimento do conceito de “convergência tecnológica”

Desde o início da revolução industrial, em meados do século XVIII no Reino Unido houve um crescente aumento da **especialização** científica e tecnológica. Em parte por conta desta especialização extrema, nem sempre a aplicação de tecnologias para a produção analisou de forma ampla todos os aspectos das soluções de cada problema, o que acabou gerando desequilíbrios ambientais e sociais bastante complicados.

Há no mínimo possibilidades não exploradas da convergência de tecnologias e conhecimentos distintos que devem ser consideradas imediatamente.

É interessante ressaltar que esta percepção de necessidade de conhecimentos cruzados, convergentes, começou a nascer com um fato isolado. Em um artigo de 1959, “There’s Plenty of Room at the Bottom - An Invitation to Enter a New Field of Physics”, Richard Feynman praticamente lançou as bases do que hoje se chama nanotecnologia, com uma série de desafios muito bem colocados em biotecnologia, rearranjo de átomos, miniaturização de computadores, e da necessidade de interação entre eles.

A crescente importância tecnológica da nanotecnologia acabou por confirmar que era imperativo para o desenvolvimento tecnológico que houvesse interação entre áreas que não se conversavam habitualmente, como informática, biotecnologia, nanotecnologia, e teorias do conhecimento, para produzir novas soluções.

Foi criado então o termo **convergência tecnológica** para designar a interação destes campos. A convergência tecnológica passou a ser co-

nhecida pelo acrônimo NBIC (Nanotecnologia, Biotecnologia, Informática e ciência do Conhecimento (cognitive sciences)). Também apareceu o termo Little **BANG** (Bits, Átomos, Neurônios e Genes), igualmente destinado a auxiliar a compreensão de direcionamento dos esforços para desenvolvimento de tecnologia.

O conceito de “convergência tecnológica” aplicado às relações ambientais

Deve-se considerar que avanços tecnológicos, disruptivos ou incrementais, não ocorrem livremente, sem problemas reais, que podem adiar ou até impedir a implementação de novas tecnologias. Sempre que há avanços tecnológicos e produção intensa aparecem problemas (emissões, efluentes, disponibilidade insuficiente ou mesmo falta de energia ou de água, etc) que têm que ser resolvidos ou amenizados e que podem demandar enorme esforço tecnológico e financeiro. Estes problemas podem representar tanto oportunidades de avanço quanto impeditivos ou mesmo bloqueios totais a algumas tecnologias.

Houve progresso notável em tecnologias de ponta, o homem chegou à Lua, produz modificações por meio de engenharia genética, a medicina e produção de remédios avançaram de forma impressionante, as comunicações e a informática transformam o mundo. Por outro lado, na outra ponta, 884 milhões de pessoas não usam fontes adequadas de água potável⁽²⁾, 2,6 bilhões de pessoas não possuem acesso a instalações sanitárias adequadas⁽²⁾. A emissão de gases de efeito estufa nas atividades humanas está causando problemas ambientais que em algumas décadas podem ser catastróficos: foram emitidos 49,0 Gton CO₂e (bilhões de toneladas de gases de efeito estufa com efeito equivalente ao do CO₂, incluindo este gás) em 2004⁽¹⁾.

Apesar de amplamente ancorado na energia fóssil do petróleo, o mundo terá óleo abundante por talvez mais 40 anos, iniciando então o declínio do uso^{(3), (4)}. Estamos retirando do subsolo em ritmo alucinante (desde 1850) carbono (óleo, gás e carvão) que a natureza levou cerca de 600 milhões de anos para “enterrar”, e emitindo isto tudo de volta para a atmosfera em um período muito curto, o que está gerando desequilíbrios muito sérios.

Se nada for feito e continuarmos o “business-as-usual”, deve-se contar com a possibilidade de aumento médio de 4° C na temperatura da Terra

até 2100, como comentado anteriormente.

Deve-se chamar atenção para o que se poderia denominar “**âncoras ambientais**”, que representam as condições objetivas que impedem o avanço exponencial da evolução tecnológica e que se apresentam na forma da degradação ambiental. **A degradação e deterioração da qualidade da água e do ar e o colapso ou falta de energia representam estas âncoras no momento.**

Para facilitar a discussão propõe-se o uso do acrônimo **WEAQs (Water, Energy, Emissions, Effluents, Air Quality)** para designar as “âncoras”, as “fraquezas” que o desenvolvimento tecnológico possui e que temos que aprender a respeitar e a vencer para melhorar a qualidade de vida, face às agressões que o progresso sem estes balizamentos imporia ao planeta e a quem vive nele.

Deve-se pensar como realizar projetos e operar instalações que possibilitem a melhora da qualidade, do uso e da distribuição de água (**Water,**

o **W** do **WEAQs**); que levem a um uso da energia da forma mais eficiente possível (**Energy,** o **E** do **WEAQs**), e que contribuam para a diminuição do efeito estufa decorrente da emissão de gases e efluentes e suas consequências (**Emissions, Effluents and Air Quality,** o **EAQ** do **WEAQs**). O cuidado a ser tomado é que deve-se sempre entender a convergência destes fatores: não se mexe em um sem modificar os outros.

Como se percebe, aproveitando o conceito de **Convergência Tecnológica**, utilizado inicialmente para as tecnologias de desenvolvimento disruptivo e rapidíssimo esperado para os próximos anos em nanotecnologia (**NBICs**), estamos propondo o uso do termo **WEAQs** para representar a convergência dos “complicadores” involuntários da ação humana: água, energia, emissões, efluentes e qualidade do ar.

A figura 1 mostra como o fluxo dos processos tecnológicos (incluindo indústria, agropecuária e o setor de comércio, escritórios e governo)

Figura 1- Variáveis convergentes sobre Processos (Industriais, Agropecuários e Institucionais). Observar as ações relacionadas ao meio ambiente e energia

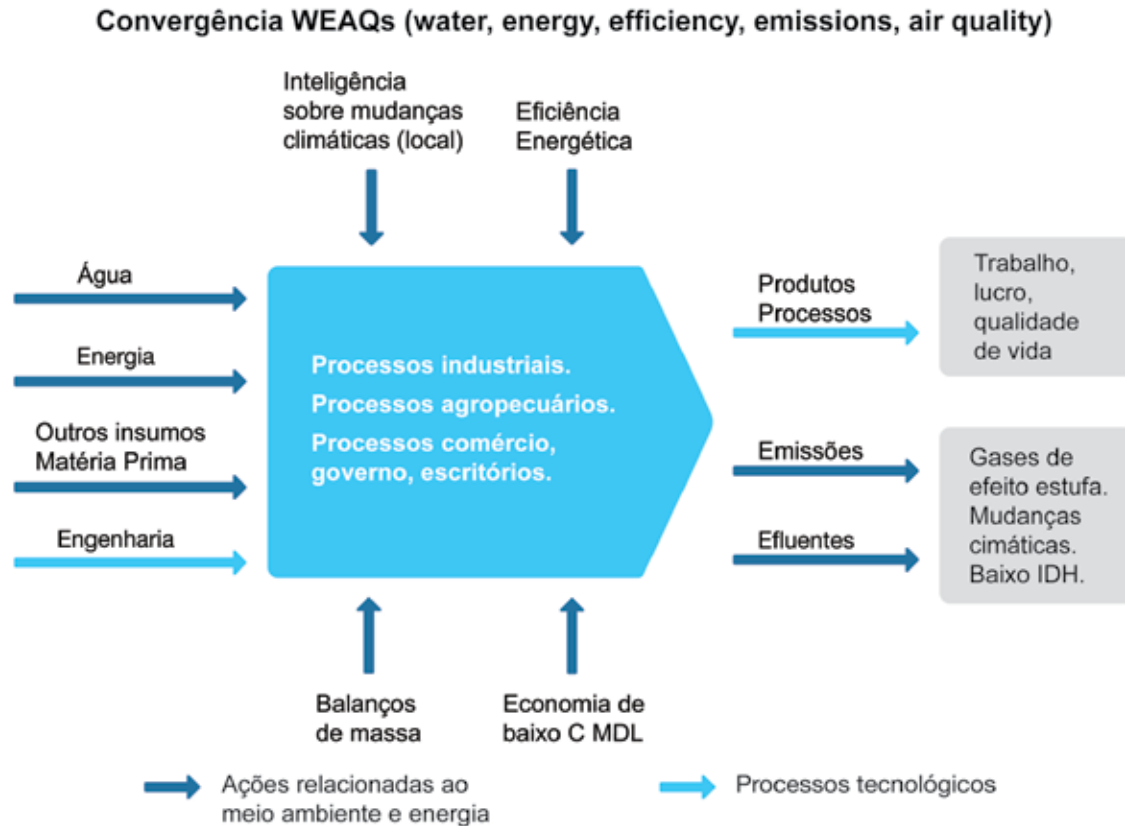


Figura: variáveis convergentes sobre Processos (industriais, agropecuários e institucionais). Observar as ações relacionadas ao meio ambiente e energia.

está cercado e depende da convergência das variáveis energéticas e ambientais.

Deve-se atentar que estes problemas devem ser atacados holisticamente, e pode-se utilizar este conceito com algumas vantagens estratégicas neste momento.

Benchmarking: alguns dados que justificam a preocupação com a convergência destes temas ambientais

Água e energia

A energia consumida no mundo inteiro para a distribuição de água – mais de $7,3 \times 10^{12}$ kWh (base anual), é aproximadamente a quantidade total de energia usada conjuntamente por Japão e Taiwan, e é da ordem de 7% do consumo mundial⁽⁵⁾. O número é muito elevado e gera, na maior parte dos países, graves problemas ambientais devido à emissão de gases de efeito estufa, porque a energia elétrica é na maior parte das vezes gerada pela queima de combustíveis fósseis.

Artigos recentes mostram que o setor industrial de países desenvolvidos consome entre 35 e 40% de toda energia e desta porcentagem entre 27 e 33% são consumidos por bombas⁽⁶⁾. Stone afirma que o desperdício de energia em sistemas de bombeamento é tão sério nos EUA que pode ser muito maior que qualquer economia de energia que aquele país venha fazer⁽⁶⁾.

Esta afirmação potente deve estimular a pensar um pouco mais sobre o assunto: o consumo

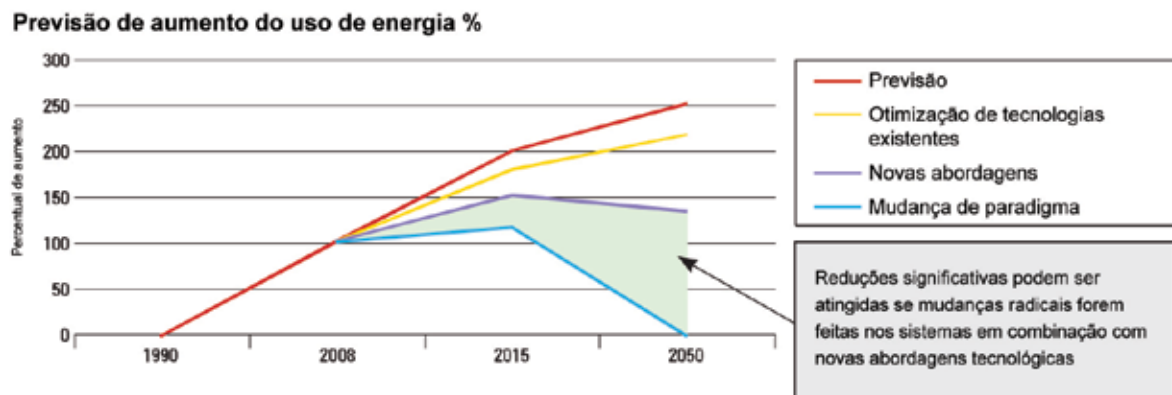
de energia, na maioria dos sistemas de água em todo o mundo, poderia ser reduzido em mais de 25%, na média, por meio de ações de eficiência. Pode-se melhorar a eficiência de bombas em até 4%, mas o maior potencial de ganhos de eficiência está nas mudanças realizadas nos sistemas de bombeamento. Economia de energia entre 30 e 50% pode ser efetivada por meio de mudanças de equipamento ou do sistema de controle⁽⁶⁾. Ou seja, há um potencial imenso e francamente inexplorado de economia de recursos e de energia, se forem levadas em consideração apenas as modificações em sistemas de bombeamento.

Apenas para exemplificar, no estado de São Paulo cerca de 2% da energia elétrica total é consumida pela maior empresa de água e esgoto, quase que na totalidade em operações de bombeamento.

A figura a seguir mostra a previsão do uso de energia pelo setor de água na Inglaterra. A curva inferior representa a meta de aumento de consumo de energia até 2050⁽⁷⁾, e a linha superior mostra a previsão de aumento do consumo a partir do consumo atual. Vê-se que a meta só será atingida se houver **mudanças radicais e incorporação de novas tecnologias**.

É inevitável o Brasil passar por esta situação que a Inglaterra aponta no gráfico, pois aparentemente o setor de saneamento básico brasileiro perde por vazamentos uma alta porcentagem de toda a água tratada (há informações de perdas de mais de 35% em certos casos), devendo-se

Figura 2- Previsão de aumento do uso de energia pela indústria da água
(British Water energy conference, 25 march 2009, Issy Caffor, de Environmental KTN Energy Efficient Water & Wastewater Treatment) –Baseado no aumento previsto no uso de água pelos gerentes de energia da indústria de água



também levar em consideração que a produção de água tratada consome muita energia também.

A situação deverá se complicar ainda mais em nosso país porque as leis ambientais estão ficando mais severas e isso exigirá aumento do número de equipamentos de tratamento da qualidade da água e de esgoto e melhora na universalização destes serviços, com consequente aumento do consumo de energia, e isto sem considerar o aumento do número de pessoas atendidas por saneamento básico.

Tudo isso poderá exigir novas tecnologias, eventualmente disruptivas, para realizar os processos com maior eficiência energética.

Emissões, água e energia

O cenário de aumento de gastos energéticos associados ao aumento de emissões é um pesadelo para quase todos os países. Até mesmo no Brasil, com sua matriz energética muito favorável e “limpa”, a situação é preocupante.

Para exemplificar, no estado de São Paulo existe lei que instituiu a Política Estadual de Mudanças Climáticas – PEMC, que determina que o nível de emissões no setor industrial chegue a 2020 com 20% menos emissões que no ano de 2005. Isto representa problemas de toda ordem: em 2005 a produção industrial estava em seu nível mais baixo, e o simples crescimento significativo posterior de setores como os de cimento, químico, petróleo, etc já torna muito difícil atender esta meta, sem estudos aprofundados e sem novas tecnologias, que ainda não foram desenvolvidas. Este é um problema de grandes dimensões colocado e que precisa ser resolvido

Há outros exemplos, no exterior. Para enfrentar a questão ambiental decorrente das emissões, o Reino Unido determinou que será necessária uma redução muito expressiva da emissão de carbono nos próximos anos, apesar do aumento significativo do consumo de energia previsto para o período. Em 2006 as emissões, em milhões de toneladas de gás carbônico equivalente, distribuídas por setores, foram as seguintes: ⁽⁷⁾

- Aviação internacional e navios:	42
- Gases de efeito estufa não CO ₂ :	98
- CO ₂ :	22
- Indústria (calor e processos industriais):	108
- Aquecimento residencial e comercial:	103
- Transporte doméstico:	134
- Geração de eletricidade:	184

Total gerado em 2006: 691 milhões de toneladas de CO₂e. Meta para 2050: 159 milhões de toneladas CO₂e, o que mostra a necessidade de cortar 77% das emissões de 2006, até 2050.

Para atingir esta meta é evidente que deverá haver um esforço enorme de governo e sociedade.

Deve-se mencionar que a indústria da água naquele país consome aproximadamente 3% da eletricidade gerada, o que significa 5,52 MtCO₂, ou menos de 1% do total. O que é preocupante é que, desde a privatização, a compra de energia por parte das empresas de saneamento aumentou cerca de 50% para água e 300% para esgoto⁽⁷⁾, aumentos devidos ao tratamento mais sofisticado para atender a demandas regulatórias ordenadas para proteção ambiental.

Para efeito de comparação, nos EUA o consumo de energia nas instalações de água e esgoto gera o equivalente a 34 milhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente (CO₂e) de emissões de gases de efeito estufa. ⁽⁸⁾

No Brasil devemos certamente nos preparar para gastar mais energia e recursos no tratamento de água e esgoto.

Dados gerais na indústria

Aparentemente o investimento em recursos relacionados à eficiência energética é a melhor aposta possível neste momento, como mostrou David Rodgers, Secretário Assistente Executivo de Eficiência Energética do Departamento de Energia dos EUA, na palestra intitulada “Prioritization of Energy Efficiency” apresentada no evento “International Policy Leaders Dialogue” de 25 de setembro de 2008, da Alliance to Save Energy. A conclusão é que a melhora da **eficiência energética** nos EUA pode simplesmente atender a **toda** a demanda de crescimento de energia naquele país entre 2010 e 2030. Devemos estar muito atentos a isso no Brasil, pela oportunidade de avanços tecnológicos.

Empresas começam a se movimentar no sentido de colocar os assuntos relativos ao meio ambiente em seus planos de negócios. Veja-se o exemplo da Petrobras, que em 2009 apresentou seus três eixos-chave para as demandas para tecnologia:

Expansão dos limites (pré-sal, novas fronteiras, etc)

Agregação de valor e diversificação de produtos

Sustentabilidade (gerenciamento de água e efluentes, gerenciamento de CO₂ e outras emissões e eficiência energética)

Para mostrar mais uma vez como estudar e resolver a convergência de água, energia, emissões é fundamental, sabe-se que na exploração de petróleo encontra-se água armazenada em formações subterrâneas e é trazida à superfície com óleo e gás, sendo de longe o maior subproduto associado com a produção. O gerenciamento da água produzida trás desafios e custos elevados, e estudos de 2003⁽⁹⁾ estimam que em média são produzidos desta forma cerca de 33 milhões de m³ de água por dia em todo mundo, cerca de 12,2 bilhões de m³ por ano. Sabe-se ainda que cada litro de produto processado em refinarias consome cerca de 2 litros de água, o que também pode ser estudado dentro da ótica da convergência tecnológica.

De acordo com o World Bank, a queima e vazamento de gases em “flares” representam cerca de 150 bilhões de m³ de gases por ano, equivalente a 30% do consumo de gás natural nos EUA.⁽¹⁰⁾

Relatório da McKinsey de 2007⁽¹¹⁾ aponta que investimentos anuais de US\$ 170 bilhões até 2020 seriam suficientes para capturar a oportunidade de produtividade de energia entre todos os usuários no mundo, sendo que o setor industrial precisaria de US\$ 83 bilhões por ano deste total. As regiões em desenvolvimento representariam 80% das oportunidades no setor industrial. Afirmam ainda que a produtividade de energia também apresenta a melhor relação custo benefício para reduzir emissões globais de gases de efeito estufa (GHG). Adicionalmente, seriam evitados investimentos em infraestrutura de energia. A Agência Internacional de Energia (IEA) estima que, na média, cada dólar adicional gasto com equipamento, dispositivos e edifícios mais eficientes evitam mais que US\$2 em investimentos no suprimento de eletricidade.

O quadro das variáveis a serem controladas

Os assuntos itemizados a seguir são variáveis importantes nos processos industriais, e cujo controle pode diminuir e/ou reverter a situação de comprometimento face ao aquecimento global:

- Água

- Emissões
- Efluentes
- Energia
- Eficiência Energética
- Economia de baixo carbono
- Perdas e Vazamentos
- Inteligência sobre mudanças climáticas, aplicada localmente.

Água é o mais importante recurso natural, em vias de esgotamento em vários lugares, e que participa de praticamente qualquer processo industrial, em vários deles em quantidades muito grandes. Deve-se analisar no Brasil a relação entre consumo de água, de energia e as emissões e efluentes em processos industriais, na agropecuária e na mineração. Qual é a “pegada” (footprint) de água e de CO₂ e nestes processos? Quanto se perde de água tratada e energia em vazamentos?

Em termos de **emissões**, os processos de medição e verificação ainda não são nem de longe satisfatórios, apesar de avanços verificados. Não há ainda uma cultura sólida e disseminada entre os geradores de emissões no sentido de medir e verificar corretamente o que ocorre, talvez em função das grandes dificuldades tecnológicas para a realização destas medidas, e do estágio ainda não totalmente evoluído da cultura deste tipo de medição no Brasil. Por exemplo, ao que se saiba não há nenhum aparelho “Lidar” em operação no país, para medir à distância a concentração e composição de gases emitidos por flares ou chaminés. As avaliações de incertezas de medição nos processos atualmente utilizados também são insatisfatórias, o que pode dar origem a grandes erros de julgamento. Outros pontos a serem levados em consideração são as emissões de origem agropecuária e em queimadas no norte, que acabam por prejudicar seriamente os esforços que vierem a ser feitos na contenção de emissões de origem industrial.

Na questão de **efluentes**, há um largo caminho à frente. Em grandes cidades, por exemplo, o esforço organizado ainda é insuficiente para avaliar a origem do lançamento de esgotos em cursos d’água ou em galerias de águas pluviais, o que torna os rios inacreditavelmente poluídos. Rios que muitas vezes são o destino de esgoto in natura ou pouco tratado. Aí se tem uma boa questão de como a convergência de água, efluentes e energia se dá, pois a quantidade de

energia para tratar e recuperar isso tudo não está sendo considerada de uma maneira abrangente. Falta no país, por exemplo, um estudo que parametrize corretamente a saída de esgoto esperada em função de produção, consumo de energia elétrica, área ocupada, etc em determinados setores industriais. Há uma quantidade desconhecida, mas certamente muito grande, de lançamentos clandestinos e/ou uso ilegal de água, retirada do subsolo sem comunicação às autoridades ou compra de água por outros meios que não o de pipelines, o que implica as empresas que compram pouca água da rede pública, mas despejam várias vezes este volume no esgoto e não pagam esta diferença.

A **energia** é uma questão que possui uma quantidade adequada de institutos, universidades, empresas e agências de governo que se dedicam ao assunto já com competência, muito em função do sucesso do Brasil na exploração da energia de biomassa, e devido à sua matriz energética “mais limpa”, onde a geração de energia por combustíveis fósseis é proporcionalmente menor que em outros países.

O tema da **eficiência energética** está em seu início no Brasil, sendo mais abordado no momento pelo sistema Procel-Eletronbras, mas ainda está muito aquém do envolvimento que se espera nos vários setores industriais. A abordagem no Brasil ainda tem um viés muito grande nas aplicações elétricas, devido ao pioneirismo do sistema Procel, e muitas empresas ainda se limitam a estudos sobre melhor uso de energia em horários de operação selecionados para aproveitar tarifas elétricas mais favoráveis. Há um universo de oportunidades a ser aberto, ou no mínimo melhor explorado do que vem sendo: questões térmicas (eficiência de fornalhas, caldeiras, fornos, motores de combustão), eficiências em bombeamentos e em equipamentos (bombas, ventiladores, compressores, turbinas, perda de carga em dutos, torres de resfriamento, turbinas eólicas, válvulas, eficiência de reservatórios térmicos e painéis solares; eficiência de hélices e forma de cascos de navios, etc).

A **economia de baixo carbono** representa um assunto novo e com imenso potencial, para um conjunto de medidas a serem tomadas pela sociedade para diminuir a emissão de carbono para o meio ambiente. São necessários mais estudos de consumo de energia por se-

tor econômico e análises de alternativas (como combustíveis alternativos, integração de alternativas, desenvolvimento de métodos limpos, suprimento descentralizado de energia, uso de hidrogênio, etc). Para sair do simples discurso, há necessidade de desenvolver ações finalísticas, ou seja, diretamente medindo, verificando e finalmente propondo soluções de forma organizada.

Perdas e vazamentos são fatores importantíssimos de agressão ao meio ambiente e de perda de energia. Empresas de saneamento perdem entre 18 e 30% de toda a água que tratam, por vazamentos. Isto representa uma sangria de recursos e um desperdício vital, uma vez que água já é um bem escasso, e depende de energia para ser tratada e movimentada. No caso de petróleo, gás e seus derivados, os vazamentos representam adicionalmente riscos de segurança e ambientais muito importantes.

Inteligência sobre mudanças climáticas, aplicada localmente. Este é um assunto que precisa ser desenvolvido. Já há competência no país para abordagens macro ou global, mas aparentemente não se desenvolveu o campo da aplicação local dos conceitos. Como as empresas brasileiras estão se preparando para os tempos de mudanças climáticas em suas unidades industriais? Como se poderá ajudá-las?

Saídas e caminhos

Como se mostrou, o assunto das mudanças climáticas é muito importante, e pode ser o maior desafio, com origem nas ações do homem, que a humanidade terá que enfrentar.

Os recursos que deverão ser dispendidos nas próximas décadas para amenizar ou eliminar os problemas antropogênicos relacionados às mudanças climáticas deverão ser massivos e afetarão todos os governos, empresas e sociedades.

Para aproveitar melhor estes recursos, pode-se entender que as seguintes linhas gerais devam (algumas delas já o são) ser atacadas no Brasil:

Entender e investir na otimização da convergência entre água, energia, emissões.

Investir na melhora da eficiência energética de projetos e processos, com metas.

Estimular a eficiência energética em bombeamentos.

Estudar as perdas de carga reais nas tubulações empregadas no Brasil.

Formar engenheiros nas escolas e treinar engenheiros e gerentes no uso de eficiência energética em suas atividades.

Estabelecer índices e medições

Entender e investir na otimização da convergência entre água, energia, emissões.

Tem-se de um lado as variáveis convergentes – água, energia, emissões, efluentes, perdas e vazamentos – intimamente ligadas e que precisam ser “solucionadas” de forma integrada, e outro lado, possíveis formas de abordar e resolver estes problemas – eficiência energética, balanços de massa, economia de baixo carbono, inteligência local sobre mudanças climáticas.

Esta noção da convergência e entrelaçamento dos problemas e soluções ligados a estas variáveis deverá ser explorada e até se chegar a uma mudança de paradigmas nos projetos e processos. Ou seja, a eficiência energética, o uso eficiente de água e baixa emissão de carbono e efluentes deverão ser metas importantes e identificadas em qualquer projeto e processo.

Deve-se trabalhar mais na direção da chamada “**Triple bottom line**” no demonstrativo de balanços de empresas: ou seja, as empresas devem mostrar os aspectos **econômicos, ambientais e sociais** de seus negócios. A “triple bottom line” ainda é difícil de ser medida (exceto obviamente os seus aspectos econômicos) e é voluntária (ou seja, empresas apresentam seus demonstrativos ambientais e sociais mais como uma medida de demonstração de suas preocupações e boa vontade nestes assuntos). Talvez se devessem estabelecer regras claras e metodologias de como expressar estes assuntos de forma objetiva, mesmo sabendo das dificuldades de se expressar investimentos ambientais e sociais em termos financeiros.

Investir na melhora da eficiência energética de projetos e processos, com metas.

A forma mais eficiente de redução de emissões e de economia de energia é a eficiência energética: o CEO da Chevron, David O’Reilly, apontou que **eficiência energética é a nova forma de energia mais barata que existe** ⁽¹⁾. Como mostrado anteriormente, segundo Rodgers⁽²⁾, a melhora da eficiência energética nos EUA pode simplesmente atender a toda demanda de crescimento de energia naquele país entre 2010 e 2030. Relatório recente da

McKinsey de 2007 afirma que é possível cortar o crescimento da demanda projetada global de energia até 2020 pelo menos à metade ao se capturar oportunidades para aumentar a produtividade de energia.

Todas estas referências apontam sem dúvida na direção da eficiência energética como a principal ferramenta de operação para ajudar a resolver a intrincada convergência das variáveis água, energia, emissões, efluentes, perdas e vazamentos.

A eficiência energética pode ser uma forma eficiente e estratégica para trabalhar na direção da “triple bottom line”.

O investimento em eficiência de energia já é e pode se consolidar em uma estratégia sólida de negócios no ambiente atual de manufatura.

Estimular a eficiência energética em bombeamentos.

Embora a busca de eficiência energética seja muito mais comum em processos de natureza térmica, estes já possuem ampla literatura e diversos grupos atuando. A oportunidade mais chance de crescimento rápido neste momento talvez seja a representada pelos bombeamentos.

Conforme mostrado no início do artigo, Stone⁽⁶⁾ afirma que o desperdício de energia em sistemas de bombeamento é tão sério nos EUA que pode ser **muito maior** que qualquer economia de energia que aquele país venha fazer. Este é um bom motivo para começar a olhar com atenção os sistemas de bombeamento, pois as questões de bombeamento são muito importantes e bastante negligenciadas ou simplesmente desconhecidas.

A literatura recente mostra que trocar uma bomba pode melhorar em até 4% a eficiência de uma instalação, mas mudar a operação, melhorar as tubulações pode economizar em média mais de 30%. Isto por si só justifica a necessidade de mudanças de paradigmas no projeto e operação de estações de bombeamento.

Estudar as perdas de carga reais nas tubulações empregadas no Brasil.

Este tema também trata de mudanças de paradigmas: o cálculo das perdas hidráulicas nas tubulações é realizado com equações que foram desenvolvidas na Europa e EUA, para um conjunto limitado de dutos e rugosidades, na década de 1930.

Estes dados foram trabalhados e ajustados nas equações de Colebrook e diagrama de Moody, para trechos retos de tubulação, e avalia-se que as incertezas associadas a cálculos de perda de carga em trechos retos de dutos sejam da ordem de 15%. No caso das conexões, estudos mais recentes realizados no exterior mostraram variações de até 250% entre resultados de diversas origens para conexões assemelhadas.

Aparentemente os projetos vêm sendo realizados com um superdimensionamento da avaliação da perda de carga real, o que leva a superdimensionamento das bombas e necessidade de estrangulamentos com válvulas para colocar a bomba em seu ponto correto de operação.

Como se percebe há aqui um excelente caminho a percorrer, talvez a ser iniciado com as seguintes ações:

Realizar experimentos com dutos e conexões brasileiras, com o levantamento de novas equações para perda de carga, novos coeficientes de perda de carga, novos valores de rugosidade, para trechos retos e conexões;

Divulgação de novos paradigmas de projetos hidráulicos (eficiência como baliza), e do uso de Avaliação de Ciclo de Vida (LCA) como ferramenta nos projetos.

Novo livro ou manual sobre perdas de carga e cálculo hidráulico, com disseminação nas escolas de engenharia.

Formar engenheiros nas escolas e treinar engenheiros e gerentes no uso de eficiência energética em suas atividades.

A questão de melhorar a eficiência energética passa pela formação escolar de engenheiros e quadros gerenciais, que ainda não estão sendo capacitados a projetar e operar instalações dentro de novos paradigmas: deve-se cumprir a função tecnológica desejada, **mas sempre com a máxima eficiência energética**, que deve ser o balizador mais importante nos processos e projetos. Os engenheiros não estão sendo formados observando paradigmas de projeto que cumpram as necessidades técnicas, mas dentro de parâmetros de eficiência energética, com equações e coeficientes atualizados, e análise criteriosa do custo de ciclo de vida da instalação.

Quando o foco for bombeamentos, o problema cultural nas instalações é sempre difícil

de tratar, aqui e no exterior. Geralmente os engenheiros e gerentes das instalações de bombeamento têm a preocupação (justificável) de manter a planta em operação, entregando fluidos na quantidade e condições desejadas pela produção, e o olhar sobre a eficiência energética do processo é quase inexistente.

Estabelecer índices e medições

Devem ser desenvolvidos índices de energia confiáveis por setor e atividade industrial. Estes índices parametrizados (por exemplo, m³/kWh), poderão dar importantes indicações comparativas para a alta gerência sobre o comportamento de instalações de mesma natureza, e de como se poderiam melhorar as instalações com índices piores.

Devem ser desenvolvidas atividades corretamente dimensionadas de M&V, Medição e Verificação. Sem medições realizadas corretamente, nenhuma ação de correção é possível, e há muitos problemas ao se medir parâmetros de instalações de bombeamento. Não adianta muito comprar e instalar inversores de frequência para melhorar a operação, se são perdidos 35% da água produzida (que utiliza muita energia) em vazamentos.

Conclusão

De um modo geral a estes assuntos ambientais dentro do setor industrial estão sendo ofertadas no momento no Brasil apenas ações pontuais (normalmente apenas de medição), sem que se percebam o nexos com o problema maior, do aquecimento global, e as amplas correlações, convergências e oportunidades entre água, energia, emissões, efluentes, eficiência energética e economia de baixo carbono.

Acredita-se que em alguns anos ou década, estes assuntos poderão dominar a agenda tecnológica do país, dados a importância do assunto e as movimentações que já se verificam no setor tecnológico em nações desenvolvidas.

O elemento de ligação ou de ataque a estas variáveis parece ser a eficiência energética, que usa como ferramentas de análise balanços de massa e de energia, suportados por métodos sólidos de medição.

Particularmente setores que utilizam intensivamente bombeamentos podem se beneficiar muito dos caminhos levantados neste artigo.

Referências

- (1) Climate change 2007: Synthesis report. IPCC. Acessado via http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr.pdf. em novembro de 2012.
- (2) Progress in sanitation and drinking water: 2010 update. WHO/UNICEF Joint Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation.. Acessado via http://www.wssinfo.org/fileadmin/user_upload/resources/1278061137--JMP_report_2010_en.pdf em novembro de 2012
- (3) World Fossil Fuel Projection and Projected Depletion – White paper The Colorado River Commission of Nevada, March 2002. Acessado em novembro de 2012 via <http://crc.nv.gov/docs/world%20fossil%20reserves.pdf>
- (4) Forecasting the Permanent Decline in Global Petroleum Production. Marie Plummer Minniear. University of Toledo, Geology Department, Toledo, Ohio 43606. Acessado em novembro de 2012 via <http://www.theoil drum.com/node/5956>
- (5) Água e energia – Aproveitando as oportunidades de eficiência de água e energia não exploradas nos sistemas de água municipais – Alliance to save energy e Institute of International Education. Acessado em novembro de 2012 via http://www.lenhs.ct.ufpb.br/html/downloads/livros/agua_energia/aguaeenergia.pdf
- (6) Tom Stone. The impact of the Energy Policy Act. World Pumps, pg 30-33, April 2009. <http://www.worldpumps.com/view/4076/the-impact-of-the-us-energy-policy-act-on-the-pumps-industry/>
- (7) British Water – Annual Review 2009. Consultado em 6 de dezembro de 2012 no site: <http://content.yudu.com/Library/A1o7ie/BritishWaterAnnualRe/resources/index.htm?referrerUrl=http%3A%2F%2Fwww.yudu.com%2Fitem%2Fdetails%2F181625%2FBritish-Water-Annual-Review-2009>
- (8) Biehl, William H.; Inman, A. Julie. Energy optimization for water systems. Journal AWWA, 102.6 – june 2010 pp 50-55
- (9) Arnold, R. et al. Managing water – from waste to resource. Acessado no site seguinte em 6 de dezembro de 2012. <http://www.slb.com/~/>media/Files/resources/oilfield_review/ors04/sum04/04_managing_water.pdf
- (10) FNI Report 13/2010 (Fridtjof Nansen Institute) Associated Petroleum Gas in Russia – Reasons for non utilization – Roland, T.H.. on line version 978-827613-601-2, conforme consultada em 6 de dezembro de 2012 <http://www.fni.no/doc&pdf/FNI-R1310.pdf>
- (11) The case for investing in energy productivity. Mackinsey Global Institute, February 2008, conforme site visitado em 6 de dezembro de 2012: http://www.mckinsey.com/insights/mgi/research/natural_resources/the_case_for_investing_in_energy_productivity
- (12) Rodgers, D. Prioritization of Energy Efficiency. International Policy Leaders Dialogue, September 25., 2008, conforme consultado em 6 de dezembro de 2012 no site <http://www.slideshare.net/AllianceToSaveEnergy/david-e-rodgers-doe-prioritization-of-energy-efficiency-presentation>

O tratamento mínimo definido na legislação federal (CONAMA 430/2011) para o lançamento de efluentes sanitários em emissários submarinos é suficiente para garantir a preservação ambiental dos corpos de água?

Para responder a essa pergunta, a Revista DAE pediu a especialistas de saneamento para apresentarem suas visões. O resultado foram três opiniões diferentes que integram esse Ponto de Vista.

Eduardo P. Jordão*

Pré-tratamento para lançamentos submarinos - até onde tratar?

A pergunta que dá título a este ensaio (Pré-tratamento para lançamentos submarinos - até onde tratar?) é feita repetidas vezes, e a resposta mais adequada seria simplesmente: o mínimo possível! Na verdade, quando se fala de um bom projeto de emissário, longo, com difusores corretamente dimensionados, lançando a grande profundidade, a enorme energia naturalmente existente no mar, a disponibilidade quase ilimitada de oxigênio dissolvido, a diluição inicial proporcionada pela intensidade da mistura, vão mostrar-se equivalentes aos processos clássicos de sedimentação ou flotação, e aos processos biológicos, resultando em um impacto insignificante no corpo d'água marinho.

De imediato a DBO irá reduzir-se a algo entre 1,5 e 3 mg/L: admita um efluente bruto com DBO de 300 mg/L, sujeito, no ponto de lançamento, a uma diluição inicial de 100:1 ou 200:1, o que é comum. Imediatamente a DBO seria reduzida a 3 ou a 1,5 mg/L. Que oneroso

tratamento secundário nos conduziria a este resultado?

Se assim a matéria orgânica - representada pela DBO - não é fonte de preocupação, veja agora o que acontecerá com o material leve e fino, capaz de flutuar no mar: irá simplesmente flutuar com a pluma que é formada, podendo alcançar a superfície, ou simplesmente vagar ao sabor das correntes e dos ventos, eventualmente mantendo-se submersa, de acordo com as características de estratificação da coluna marinha. Caso esta "mancha" aflore à superfície, causará uma "poluição visual", e se chegar às praias uma "poluição costeira". Torna-se assim importante remover antes, no efluente a ser lançado, a matéria sólida leve, capaz de flutuar, já que os sólidos grosseiros mais pesados serão naturalmente retidos nas operações de gradeamento médio e fino nas elevatórias, ou sedimentarão no fundo do mar.

A remoção dos materiais leves capazes de flutuar é facilmente feita em unidades de gradeamento que se denominam justamente peneiras, ou milipeneiras, e têm espaçamentos

(*) Eduardo Pacheco Jordão é Pesquisador Visitante Emérito da FAPERJ na Escola Politécnica da UFRJ.

entre fios ou barras tão pequenos como 1,5 ou 1,0 ou 0,5 mm. São disponíveis quase sempre na forma de tambores rotativos – os “rototrainers”, os “contrashears”, e dispositivos semelhantes. Estas unidades têm apresentado muito boa eficiência, e os principais resultados publicados são os do lançamento submarino da Nova Zelândia (tabela seguinte, Bannantyne e Speir, 1987). Na estação de condicionamento do emissário de Santos a remoção média de Sólidos em Suspensão em 2012 foi de 35%, semelhante ao que se obtinha em antiga ETE da CEDAE na cidade de Niterói (na verdade, as peneiras neste caso substituíam decantadores primários na estação de tratamento).

Observa-se uma razoável remoção de gordura, e eficiente redução de sólidos flutuantes, o que é fundamental, se for mesmo desejado remover sólidos que tendem a se manter na superfície ocasionando um péssimo aspecto estético no mar. Comparando os resultados mostrados na tabela, vê-se que peneiras de 0,5 e de 1,0 mm apresentam excelente resultado em relação à eficiência de remoção de sólidos flutuantes. É bom lembrar ainda que é possível também que a “pluma” formada se mantenha submersa. Nos emissários de São Paulo, o pré-tratamento tem sido por meio de grades, caixas de areia e milipeneiras, apresentando ótimo resultado.

Outro constituinte que se deve remover previamente ao lançamento é a areia presente no

fluxo de esgotos, com fins de evitar abrasão na tubulação do emissário. Esta remoção se faz na forma clássica da desarenação, normalmente com desarenadores mecanizados.

Vê-se assim que o pré-tratamento de emissários submarinos é muito simples, sendo bastante um tratamento preliminar bem dimensionado: remoção de sólidos grosseiros, de sólidos flutuantes, e de areia, como é o caso dos lançamentos da SABESP na costa de São Paulo. No Rio de Janeiro a CEDAE dispõe uma estação de tratamento primário antes do emissário da Barra da Tijuca – uma concepção totalmente desnecessária e onerosa, já que o tratamento primário irá remover, além dos sólidos em suspensão e flutuantes, uma parcela da DBO, que naturalmente já será diluída e dispersa no jato inicial no mar. Para não falar do lodo gerado no tratamento primário, que deverá ser estabilizado e transportado para botafora.

Finalmente, uma palavra sobre a desinfecção que é muitas vezes praticada: em termos de segurança à saúde, o que se deseja em um lançamento submarino, é que se qualquer parcela do efluente lançado alcançar a costa e a zona de balneabilidade, não apresente risco de contaminação aos banhistas, o que se mede pelo teor de coliformes fecais CF, ou outro indicador equivalente. Desde o jato inicial do lançamento, e durante o trajeto desde a pluma formada até a costa, terá decorrido um determinado tempo; o que se deseja é que

	Peneira de 0,5 mm	Peneira de 1,0 mm	Equivalência de um Decantador Primário
Sólidos sedimentáveis	43	23	95 - 100
Sólidos em suspensão	15	10	50
Óleos e Graxas	43	30	50 - 55
Sólidos flutuantes	99	96	95 - 100

Fonte: Bannantyne e Speir, 1987, *New Zealand Outfall*

Eficiência de remoção de sólidos (%) com peneiras em pré-tratamento de emissários submarinos (Lançamento em Nova Zelândia)

este tempo seja suficiente para que o decaimento dos microrganismos se dê de forma a assegurar que o teor de CF na zona de banho se mantenha dentro dos padrões legais. Evidentemente, além do decaimento ao longo do percurso em direção à costa, deve-se considerar aquele devido à mistura no lançamento propriamente dito e às condições adversas da água do mar e do sol. Lembrando agora das relações entre distância, tempo e velocidade, da física, a escolha do ponto de lançamento irá levar em conta que os fenômenos de ventos e correntes, nas suas variadas formas, garantam que se chegar à costa ou à zona de banho, a pluma diluída terá percorrido esta distância em um tempo superior ao necessário ao decaimento dos organismos lançados, levando-se em consideração o “famoso” T90. Se o decaimento natural não chega a ocorrer, então uma desinfecção parcial deve ser praticada. Mas este é outro assunto, que pode ser abordado em outra ocasião. O bom mesmo, na costa brasileira, é escolher um ponto de lançamento dotado de correntes favoráveis que arrastem os efluentes para a África!

Após estas considerações, cabe comentar enfim, sobre o que estabelece a Resolução CONAMA 430/2011 (condições e padrões de lançamento de efluentes). Esta Resolução apresenta um item específico relativo aos lançamentos submarinos (art. 22), em que as premissas de pré-tratamento são apresentadas. Entre estas a exigência de que haja uma remoção mínima de 20% de Sólidos em Suspensão após a desarenação. Ora, como se observa na tabela, as peneiras não chegam a esta eficiência de remoção de SST, o que obrigaria a adoção de um tratamento primário convencional, mais oneroso, que iria requerer a digestão do lodo gerado, enfim, um processo mais caro, de operação mais complexa, desnecessário! Seria assim conveniente que este item da Resolução fosse revisto, pois não há a mínima necessidade de remoção de 20% de SST previamente aos lançamentos submarinos: os sólidos se dispersarão na pluma formada, serão arrastados com o movimento das águas, sofrerão enorme diluição e dispersão, não trarão consequências negativas ao corpo d’água marinho.

Jayme Pinto Ortiz¹ e Pedro Além Sobrinho²

Introdução

Mais de 50% da população mundial concentra-se atualmente a menos de 60 km da costa (ROBERTS et al, 2010), valor esse que pode variar sazonalmente com o aumento significativo da população no verão, como no caso do Brasil. Como consequência dessa ocupação e do lançamento indiscriminado de águas residuárias, a qualidade ambiental de diversas zonas costeiras, sem um planejamento costeiro adequado, tem se deteriorado a partir da elevada presença de organismos patogênicos, da depleção de oxigênio como resultado da degradação da matéria orgânica pelos micro-organismos e do aumento do processo de eutrofização nos ambientes costeiros com baixos padrões de circulação.

O lançamento de esgotos sanitários tratados em cidades costeiras difere conceitualmente dos lançamentos em regiões continentais, devido à

proximidade com os oceanos e mares, que possuem elevada capacidade de incorporar nos seus ciclos naturais diversas substâncias presentes no esgoto. Nesse caso a poluição é causada quando se ultrapassa essa capacidade de assimilação e dispersão dessas substâncias nos oceanos em escala temporal e espacial. No entanto, em regiões costeiras em que esse processo é favorável, a disposição oceânica de esgoto sanitário através de emissários submarinos, mesmo com tratamento preliminar, é uma alternativa muito competitiva, em termos de benefício-custo, quando comparada com outras soluções clássicas de sistemas de tratamento. Esse tipo de solução pode resultar, em alguns casos, na redução significativa dos custos de investimentos, cuja diferença, no caso do Brasil, poderia ser aplicada no saneamento básico com o aumento das redes coletoras de esgoto, de modo a tirar o país de uma posição

pouco confortável, ocupando o 85° lugar no ranking de 186 países do Índice de Desenvolvimento Humano – IDH, publicado pelo Programa de Desenvolvimento da ONU (PNUD) em março desse ano.

A utilização no mundo de sistemas de disposição oceânica de efluentes sanitários (SDOES)

O gerenciamento de águas residuárias, na maioria dos países com regiões costeiras favoráveis, oferece uma grande variedade de combinações entre o nível de tratamento e o projeto do emissário submarino que permite evitar os possíveis impactos negativos do efluente de esgoto sobre o corpo receptor, à saúde humana e o ecossistema, seja pela otimização da estrutura de lançamento (comprimento do emissário e sistema difusor), pela adequada seleção do ponto de lançamento ou pela implantação em combinação com o tipo de tratamento necessário antes do lançamento, que possibilite atender à legislação pertinente à qualidade da água no corpo receptor. Por outro lado, é necessário ressaltar que a diluição mínima recomendada para disposição oceânica de 100 vezes representa uma segurança a mais em relação a contaminantes que, mesmo em estações de tratamento de esgoto com níveis secundários ou terciários, não são removidos e acabam sendo descarregados em rios cujo nível de diluição é muito inferior à diluição oceânica.

Vários países no mundo tem utilizado o SDOES como uma das principais tecnologias de tratamento de efluentes sanitários em regiões costeiras (ECHAVARRI-ERASUN et al, 2010; ROBERTS, et al, 2010, BLENINGER et al, 2011). Nos Estados Unidos, por exemplo, tornou-se obrigatório que o esgoto lançado por um emissário seja tratado a nível secundário, e no estado da Flórida, o tratamento secundário deve remover matéria orgânica, sólidos em suspensão e ainda incluir desinfecção. No entanto, ROBERTS et al, 2010 enfatizam, que em alguns casos, a decisão por tratamento secundário é mais política do que uma decisão baseada em fundamentação técnica. Na Espanha tem-se adotado também tratamento secundário antes do lançamento com remoção

de matéria orgânica em termos de DBO de 50 a 70%, baseando-se em imposições ambientais da comunidade europeia, muitas vezes contestadas pelos países membros, cujas regiões costeiras são mais apropriadas à aplicação de SDOES. Diversos países do mundo ainda têm adotado o tratamento preliminar antes do lançamento no emissário submarino na conservação da qualidade das águas do corpo receptor.

A utilização no Brasil de sistemas de disposição oceânica de efluentes sanitários (SDOES)

No Brasil a concepção adotada para a grande maioria dos SDOES é a utilização do tratamento preliminar como etapa anterior ao lançamento. Essa concepção é extremamente atraente em termos econômicos quando comparada com sistemas que exigem maior nível de tratamento em terra, pois a área necessária para a instalação da mesma é menor, além dos custos operacionais serem reduzidos, sobretudo pela menor geração de lodo, cujo descarte muitas vezes se constitui em problema ambiental adicional de difícil solução. Com a aprovação da nova resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011) estabeleceu-se no Brasil a necessidade de remoção de sólidos em suspensão (SS) de no mínimo 20% antes do lançamento no emissário submarino, o que inviabiliza a utilização do tratamento preliminar como é feito hoje. Peneiras, mesmo com abertura de 0,5mm, associadas à desarenadores, não garantem a remoção de 20% de sólidos em suspensão, embora superem 90% de remoção de material flutuante.

A legislação ambiental e a tecnologia disponível

Existem duas abordagens diferentes e, até certo ponto, conflitantes, para o sistema de controle de poluição da água e para o gerenciamento de águas residuárias. A primeira abordagem apoia-se no Valor Limite de Emissão que se baseia na concentração máxima permitida de poluição de certa substância que pode ser lançada a partir de uma fonte específica em um ambiente aquático. A segunda abordagem, mais flexível, denominada

¹ Professor Associado III da Escola Politécnica – Universidade de São Paulo e Professor Pleno do Instituto Mauá de Tecnologia

² Professor Titular da Escola Politécnica – Universidade de São Paulo

Padrões de Qualidade Ambiental é baseada na qualidade da água, podendo-se estabelecer limites de emissão adicional. Nesse caso incorpora-se o conceito de Zona de Mistura, que pode ser definida como uma região de não conformidade com os padrões de qualidade da água.

O processo de Zona de Mistura está diretamente ligado com o processo físico de mistura do efluente no ambiente marinho, sendo fortemente influenciado pelo projeto do sistema difusor, e pelas condições ambientais, hidrodinâmicas e de turbulência na zona de descarga que podem influir significativamente em um rápido processo de diluição.

O conceito de Zona de Mistura tem sido incorporado às legislações modernas de qualidade da água como EPA (USEPA, 1991) e Diretiva Europeia de Qualidade da Água (EC, 2008). A zona de mistura, todavia, não pode ser considerada como uma região fixa, mas avaliada para cada caso de lançamento.

No Brasil o conceito de zona de mistura foi introduzido na resolução CONAMA 430. A aplicação de técnicas de modelagem hidrodinâmica e de qualidade da água em estudos de SDOES tem sido muito importante na simulação da pluma de efluente na zona de mistura, definindo sua extensão e as condições de balneabilidade. A resolução CONAMA 430 inviabiliza o tratamento preliminar e conduz à necessidade de tratamento primário, o que acabaria dando uma eficiência de cerca de 50 a 55% de remoção de SS e resultaria na necessidade de tratamento e disposição do lodo gerado, com custos elevados. Nesse caso, seria essencial a aplicação de ferramentas computacionais e de metodologias de monitoramento aplicadas à zona de mistura para a verificação das alternativas de projeto e de operação do SDOES à luz das diretrizes e limites estabelecidos pela legislação ambiental vigente ou até mesmo propondo subsídios ao aperfeiçoamento contínuo dessa mesma legislação.

A utilização de SDOES como uma alternativa aos sistemas de tratamento exclusivamente em terra em regiões costeiras é uma técnica competitiva em termos de relação benefício-custo, inclusive ambiental, cujas vantagens e desvantagens devem ser avaliadas para cada cenário de região costeira, dando subsídios para a tomada de decisão política, que muitas vezes é influenciada por diversos outros fatores, inclusive ideológicos.

A discussão do assunto é atual em todo o mundo sendo tema de congressos internacionais, workshops e reuniões de comitês especialistas. Em São Paulo, sob a iniciativa da CETESB/EPUSP foi realizado em 2003 um workshop internacional para discutir o tema (LAMPARELLI; ORTIZ, 2006).

No Brasil, com seus 8500 km de costa, tem-se experiência na construção e operação de emissários submarinos para a disposição de efluente sanitário. Rio de Janeiro tem a experiência dos emissários de Ipanema, Niterói e Barra. São Paulo tem a experiência dos emissários de Santos, Praia Grande, Guarujá, São Sebastião e Ilha Bela. Existem grupos de pesquisa já constituídos em Universidades brasileiras dedicados ao estudo do tema, como, por exemplo, na USP, na UFRJ, dentre outras. Esses grupos têm um papel muito importante no desenvolvimento de técnicas de modelagem física, computacional e de estudos de campo para subsidiar a tomada de decisão no que se refere à implantação de SDOES, considerando a nova resolução CONAMA 430. Essa resolução traz à luz, a necessidade de reavaliar os sistemas atualmente em operação em termos, do tratamento prévio antes do lançamento. Por outro lado, introduz o conceito de zona de mistura, cuja modelagem poderia conduzir a um maior relaxamento do tratamento em terra, em função do comprimento do emissário. Como exemplo, SUBTIL 2012, demonstrou que a utilização de tratamento secundário, com remoção de nutrientes para o emissário de Santos, considerando o comprimento original com lançamento na baía, não resulta, em benefício ambiental significativo para o meio ambiente marinho, quando comparado com o sistema primário quimicamente assistido. Nesse caso nem está sendo levado em conta o processo de geração de lodo que se torna cada vez mais crítico com a sofisticação do tratamento, podendo inclusive, inviabilizar o uso da solução com SDOES.

Conclusões

Apenas 46,2% da população brasileira é atendida na coleta de esgoto sanitário, e desse esgoto coletado apenas 37,9% recebe algum tipo de tratamento. De acordo com a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental existe a necessidade de se investir no país, em saneamento, uma quantia da ordem de 4,5 bilhões de dólares anualmente, nos próximos 20 anos, de modo a

atender a demanda da população brasileira.

Como os recursos são finitos, é necessário uma otimização da relação benefício-custo baseada em informações tecnológicas e científicas, para a tomada de decisão dos órgãos públicos, na escolha de alternativas de sistemas de tratamento para as cidades costeiras e, nesse sentido, a resolução CONAMA 430 pode ser aperfeiçoada, à luz da tecnologia dos países mais desenvolvidos, mas, principalmente, norteada pelo desenvolvimento de tecnologia brasileira para aplicação em território nacional. A simples aplicação da resolução CONAMA 430 não garante, necessariamente, a melhor solução de preservação ambiental do corpo hídrico, sendo necessários estudos específicos para cada caso, que poderiam conduzir a uma solução técnica mais ou menos restritiva, dependendo dos cenários possíveis estabelecidos para o estudo de caso e das relações benefício-custo obtidas para cada cenário. É necessária, portanto, que a legislação ambiental seja instrumentada a partir da geração de informações tecnológicas e de uma gestão de gerência em P&D nos órgãos ambientais e nas empresas responsáveis pelos SDOES fazendo com que os estudos e pesquisa no tema possam fluir com mais rapidez e eficácia entre os grupos que atuam na área. Nesse sentido, a academia pode dar a sua contribuição.

Referências

BLENINGER, T.; JIRKA, G.; ROBERTS, P. (2011). Mixing zone regulations for marine outfall systems. In: international Symposium on Outfalls Systems, Mar del Plata. Proc., v.1, p.1-5.

BRASIL (2011). Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. CONAMA Resolução 430. Brasília, maio de 2011, 8 pgs.

EC (2008). European Community. Directive 2008/105/EC on environmental quality standards in the field of water policy. European Parliament, December, 2008.

ECHAVARRI-ERASUN, B.; JUANES, J.A.; PUENTE, P.; REVILLA, J.A. (2010). Coastal outfalls, a sustainable alternative for improving water quality in north-east Atlantic estuaries. J. Environ. Monit., 12, 1737-1746.

LAMPARELLI, C.C.; ORTIZ, J.P. (2006). Emissários submarinos: projeto, avaliação de impacto ambiental e monitoramento. Editores Claudia C. Lamparelli – CETESB e Jayme P. Ortiz – EPUSP. CETESB, 240 p.

ROBERTS, P.; SALAS, J.H.; REIFF, F.M.; LIBHABER, M.; LABBE, A. THOMPSON, J.C. (2010). Marine wastewater outfalls and treatment systems. IWA Publishing, London, UK.

SUBTIL, E.L. (2012). Tratamento de águas residuárias utilizando emissários submarinos: avaliação do nível de tratamento para uma disposição oceânica ambientalmente segura. Tese de doutorado – EPUSP, 217.

USEPA (1991). Technical support document for water quality-based toxics control. EPA 505/2-90-001, U.S. EPA Office of Water, Washington, DC.

Cláudia Condé Lamparelli | José Eduardo Bevilacqua | Paulo Takanori Katayama
Régis Nieto | CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

Introdução

A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB tem participado ativamente das reuniões realizadas pelo Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, objetivando a revisão e a elaboração de novas legislações para garantir a qualidade e proteção ao meio ambiente.

A revisão da Resolução CONAMA 357/05 fo-

cou os aspectos relativos aos padrões de emissão, uma vez que criou uma regulamentação específica para efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários e esgotos sanitários lançados por meio de emissários submarinos.

Desta forma, a referida revisão culminou na promulgação da Resolução CONAMA 430/2011, que complementou e alterou a Re-

solução CONAMA nº 357/05, estabelecendo uma remoção mínima de 20% na concentração de sólidos suspensos do esgoto bruto para lançamento submarino, enquanto que a CETESB apresentava uma proposta de se adotar uma eficiência mínima de 50% na remoção de sólidos suspensos, que poderia ser alcançada por meio da implantação de unidades de tratamento primário (decantação ou flotação).

Um dos principais impactos do lançamento de sólidos suspensos presentes nos esgotos domésticos é a introdução, principalmente de finos, que, causam alterações na coluna d'água como a redução da penetração de luz, adsorção de poluentes químicos e microbiológicos e quando são depositados no compartimento de fundo prejudicam a fauna bentônica por soterramento e asfixia e o ambiente marinho com a criação de zonas sub-óxicas (UNEP, 1996).

Os resultados obtidos por meio do monitoramento realizado pela CETESB na área de influência dos emissários de 2002 a 2009 revelaram que o principal impacto na qualidade do ambiente ocorre nos sedimentos marinhos, devido principalmente à deposição de material sedimentável. Quanto à qualidade das águas, de modo geral, não são observadas alterações significativas. Exceção feita à Baía de Santos.

Além disso, os sólidos sedimentáveis, presentes nos efluentes domésticos e constituídos principalmente por matéria orgânica particulada, acumulam-se no fundo e por não estarem sendo absorvidos pelo meio, iniciam um processo de decomposição que consome uma quantidade significativa de oxigênio criando zonas sub-óxicas (CETESB, 2005, 2007, 2008, 2009, 2010).

Os dados do emissário da baía de Santos confirmam esse diagnóstico, uma vez que a análise granulométrica de seus sedimentos mostra a presença significativa de finos em sua composição, além dos resultados de potencial redox (EH) serem, em sua maioria, negativos, chegando -376 mV, típico de ambientes em avançado estágio de decomposição (Moura e Lamparelli, 2005). Da mesma forma, os subsistemas Praia Grande 1 e Praia Grande 2 também apresentaram valores de EH negativos, com acúmulo de matéria orgânica e nutrientes na região de lançamento dos efluentes (CETESB 2009).

O monitoramento da CETESB também con-

templou o levantamento da fauna bentônica de foraminíferos, que se constitui num bio-indicador da qualidade dos ambientes aquáticos. Dessa forma, com relação ao número de espécies, Santos apresentou os valores mais baixos, entre 22 e 25. Já o Saco da Capela foi a região com maior diversidade desses organismos, tendo sido identificadas 52 espécies. Esses resultados confirmam as características biogeoquímicas observadas, uma vez que as regiões com maiores concentrações de nutrientes e matéria orgânica, tendendo para um ambiente redutor e pobre em oxigênio, são aquelas que apresentam uma fauna menos abundante e menos diversificada (CETESB, 2007).

Atualmente a CETESB mantém em operação uma rede de monitoramento de qualidade das águas costeiras ao longo de toda a extensão do litoral paulista. Esse acompanhamento é realizado duas vezes por ano em 59 pontos com amostragens tanto na coluna d'água quanto no compartimento de fundo. Fazem parte deste monitoramento as áreas de influência dos emissários submarinos do Guarujá, Santos e Praia Grande 1. Os resultados mostram que as áreas de influência dos dois últimos apresentam baixos índices de qualidade das águas e alterações nos sedimentos.

Cabe destacar que a CETESB é a única agência ambiental brasileira que mantém uma rede de monitoramento de água costeira em operação, o que representa um avanço importante para o conhecimento e avaliação contínua do ambiente aquático costeiro, contribuindo para a melhoria de sua qualidade na medida em que permite a exigência de medidas e ações corretivas ao longo do tempo.

Os resultados de monitoramento confirmam, portanto, que a zona costeira paulista não apresenta condições favoráveis para diluição e dispersão de esgoto bruto pré-condicionado devido à pequena profundidade e às fracas correntes, acusando forte comprometimento dos sedimentos de fundo.

Assim sendo, outro aspecto importante é a localização do emissário. Um exemplo disso é o emissário de Santos, cujo lançamento ocorre numa baía, onde as condições de dispersão são muito desfavoráveis requerendo a implantação de melhorias nesse sistema de pre-condicionamento visto que sua disposição tem-se mostrado inadequada para a garantia da qualidade

ambiental da região (Bevilacqua et al 2005).

Dessa forma, entende-se que o padrão de emissão estabelecido no inciso V do artigo 22 da Resolução CONAMA N° 430/2011, ou seja, eficiência mínima de remoção de 20% de sólidos em suspensão totais após desarenação, factível de ser atingidos pelas Estações de Pré-Condicionamento, instaladas na maioria dos 8 emissários do Estado de São Paulo, não tem se mostrado suficiente para garantir a preservação ambiental da orla marítima do litoral paulista na sua totalidade. Assim sendo, vêm sendo formuladas pela Agência Ambiental Paulista, exigências adicionais no sentido de avançar o grau de tratamento para lançamento de esgotos por meio de emissários submarinos.

Referências

BEVILACQUA, J. E., LAMPARELLI, C. C., DE MOURA, D. O.. 2005. Sedimentos como ferramenta na avaliação do impacto de emissários submarinos In II Congresso Brasileiro de Oceanografia II Congresso Brasileiro de Oceanografia. Vitória. 2005

CETESB (São Paulo) 2007. Relatório de Monitoramento Ambiental de Emissários Submarinos. São Paulo. 106 p.

CETESB (São Paulo) 2005, 2007, 2008, 2009, 2010 - Relatório de qualidade das águas litorâneas no Estado de São Paulo de 2004, 2006,2007,2008,2009.

GUBITOSO, S., DULEBA, W., TEODORO, A.C., LAMPARELLI, C. C. et al.. 2008. Estudo geoambiental da região circunjacente ao emissário submarino de esgoto do Araçá, São Sebastião (SP) In Revista Brasileira de Geociências. , v.38, 467-475

MOURA, D. O. e LAMPARELLI, C. C.. 2005. Monitoramento de emissários submarinos no Estado de São Paulo In II Congresso Brasileiro de Oceanografia II Congresso Brasileiro de Oceanografia Vitória 2005

LAMPARELLI, C. C. 2007. Commissioning and monitoring challenges regarding ocean outfalls: São Paulo State experience In: Submarine Outfalls: Design, Compliance and Environmental Monitoring. 1ª ed. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2007, p. 12-23

TEODORO, A.C., DULEBA, W., GUBITOSO, S., LAMPARELLI, C. C. et al.. 2010. Analysis of foraminifera assemblages and sediment geochemical properties to characterise near Araçá and Saco da Capela domestic sewage submarine outfalls of São Sebastião Channel, São Paulo State Brazil In Marine Pollution Bulletin. v.60, 536-553.

TEODORO, A.C., DULEBA, W., LAMPARELLI, C. C., DE MOURA, D. O. et al.. 2005. Avaliação ambiental dos sedimentos das áreas circunjacentes do emissário de Santos In II Congresso Brasileiro de Oceanografia II Congresso Brasileiro de Oceanografia Vitória 2005.

UNEP/WHO. 1996 – Guidelines for submarine outfall structures for Mediterranean and medium sized coastal communities. MAP Technical Reports Series No. 112, UNEP, Athens, 1996 (109 p) (English and French).

*Claudia Condé Lamparelli

Graduação em Biologia e Mestrado em Ecologia Geral pelo Instituto de Biociências da Universidade da São Paulo; Doutorado em Saúde Ambiental pela Faculdade de Saúde Pública da USP; Gerente do Setor de Águas Litorâneas da CETESB.

José Eduardo Bevilacqua

Bacharel em Química pela FFCLRP da Universidade de São Paulo; Mestrado e Doutorado em Química Analítica Ambiental pelo Instituto de Química da USP; Bolsista RHAEC/CNPQ pela Universidade Federal de São Carlos - UFSCAR; Professor Adjunto do UNIFIEO - Fundação do Instituto de Ensino de Osasco; Assistente Executivo da Diretoria de Avaliação de Impacto Ambiental da CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

Paulo Takanori Katayama

Engenheiro Civil pela Escola de Engenharia de São Carlos da USP; Especialização em Engenharia de Controle de Poluição pela FSP-USP; Gerente da Divisão de Saneamento da Diretoria de Avaliação de Impacto Ambiental da CETESB.

Régis Nieto

Licenciado e Bacharel em Química e Engenheiro Químico pela Universidade Presbiteriana Mackenzie; Doutor em Saneamento Ambiental pela Universidade Presbiteriana Mackenzie; Gerente do Setor de Avaliação Ambiental de Sistemas de Tratamento de Efluentes; Professor titular da Universidade Presbiteriana Mackenzie; Gerente do Setor de Avaliação Ambiental de Sistemas de Tratamento de Efluentes – IPSE

Avaliação comparativa entre custos dos processos MBBR/IFAS e lodo ativado para o tratamento de esgoto sanitário

Comparative evaluation between the costs of MBBR/IFAS and activated sludge processes for sewage treatment

Daniel Vieira Minegatti de Oliveira | Isaac Volschan Junior
Roque Passos Piveli*

Data de entrada: 30/05/2012 | Data de aprovação: 05/03/2013

Resumo

O processo MBBR/IFAS, Moving Bed Biofilm Reactor/Integrated Fixed Film Activated Sludge, é uma tecnologia recente para o tratamento de esgoto que incorpora tanto biomassa em suspensão como aderida. Seus parâmetros de controle são os mesmos aplicados ao processo de lodo ativado, observadas algumas especificidades. Como objetivo principal deste trabalho, apresenta-se uma análise comparativa entre os custos de implantação de uma unidade IFAS e de lodo ativado operando sob alta taxa, na faixa convencional e com aeração prolongada, para populações de 50.000 e 500.000 habitantes. Os resultados mostraram que, sob as hipóteses assumidas para a implantação dos reatores, o custo do processo de lodo ativado foi de 36% até 100% do custo do processo IFAS, dependendo da carga orgânica aplicada, do preço do terreno ou do custo do meio suporte.

Palavras-chave: Avaliação econômica, lodos ativados, IFAS, tratamento de esgotos.

Abstract

The Moving Bed Biofilm Reactor/Integrated Fixed Film Activated Sludge (MBBR/IFAS) process is a recent development technology that incorporates the characteristics of processes with biomass growth in suspension and attached biomass (biofilm). The control parameters are practically the same applied to the activated sludge process, saved some specifics. The principal aim this paper is presents a comparative analysis between the implantation costs of a new IFAS, high-rate, conventional and extended aeration activated sludge plant for a population of 50,000 and 500,000 inhabitants. The results indicated that according to the hypotheses assumed for the implantation of the reactors, the activated sludge process was of 36% to 100% more economical than the IFAS, depending on the organic loading rate, of the land price or of the carriers costs.

Key-words: Activated sludge, economic evaluation, integrated fixed film activated sludge, wastewater treatment

Daniel Vieira Minegatti de Oliveira*

Doutorando do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica – USP. Mestre em Tecnologia de Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos pela COPPE/UFRJ. Engenheiro Ambiental pela UFV.

Isaac Volschan Junior

D.Sc., Prof. Adjunto do Departamento de Recursos Hídricos e Meio Ambiente da Escola Politécnica – UFRJ.

Roque Passos Piveli

D.Sc., Professor Associado do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica – USP.

*Endereço para correspondência: Universidade de São Paulo, Escola Politécnica, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Av. Prof. Almeida Prado, 271 – Butantã – São Paulo – SP – Brasil, CEP: 05508-900.

Tel: +55(21)7933-1515

E-mail: daniel.minegatti@gmail.com

Introdução

O processo de lodo ativado para o tratamento de efluentes é o mais aplicado no mundo e em 2014 completará um século de existência. Seu princípio de funcionamento se baseia no cultivo de biomassa ativa em suspensão em um tanque de aeração, que promove a floculação e a decomposição biológica da matéria coloidal do esgoto. Em seguida, esta biomassa é separada nos decantadores secundários e retorna para o processo, sendo o lodo excedente descartado do processo para a garantia de uma concentração celular aproximadamente constante no reator biológico.

O processo *Integrated Fixed Film Activated Sludge* (IFAS) constitui uma tecnologia recente que vem ganhando mercado e aplicação para o tratamento de efluentes. Pode ser traduzida como reator biológico com leito móvel, que pode ser adaptada ao processo de lodo ativado, de forma que além da biomassa em suspensão, tem-se a contribuição adicional de biomassa aderida. Esta tecnologia foi introduzida pelas autoridades responsáveis pelo controle de poluição da Noruega. A empresa norueguesa *Kaldnes Miljøteknologi A/S*, em parceria com a Universidade da Noruega, iniciou o desenvolvimento dos processos MBBR/IFAS, objetivando principalmente a ampliação da capacidade de tratamento de diversas ETE de pequeno porte existentes no país, sem ampliação das dimensões dos reatores biológicos (ØDEGAARD *et al.*, 1994).

A principal diferença entre os processos MBBR e IFAS é a recirculação de lodo que acontece apenas no IFAS, da mesma forma em que se aplica no processo de lodo ativado. No interior do tanque de aeração dos processos MBBR/IFAS, o material de enchimento (pequenos anéis plásticos) é mantido em contínuo movimento pela mistura promovida pelo sistema de aeração, apresentando elevada mobilidade e, conseqüentemente, exposição e contato com a massa líquida. Trata-se assim de um reator biológico híbrido, no qual os micro-organismos são mantidos em suspensão no meio como também aderidos ao meio suporte.

A justificativa para a introdução de meio suporte no reator biológico é a disponibilização de área superficial para o crescimento de biomassa e elevação do tempo de residência celular. A formação de biomassa aderida, em adição a suspensão, permite o aumento da capacidade de decomposição da matéria orgânica carbonácea e da conversão de compostos nitrogenados, quando comparadas às que ocorrem no processo de lodo ativado. Nesse sen-

tido, o processo demanda menores volumes para os reatores biológicos, reduzindo assim o custo da obra civil, constituindo alternativa atrativa para o aumento da capacidade de uma ETE, principalmente quando se tem maior restrição de área.

É importante ressaltar que em processo com biofilmes têm como característica apresentar estabilidade mesmo quando ocorrem variações nas condições operacionais, como sobrecargas hidráulicas, orgânicas e alterações na composição do esgoto afluente. Uma vez que as culturas estejam plenamente estabelecidas no meio suporte móvel, oferecem robustez ao sistema, podendo operar sob condições em que o lodo em suspensão apenas não seria capaz. A nitrificação do esgoto também é beneficiada pela estabilidade do processo, à medida que populações significativas de bactérias nitrificantes estabelecem-se no biofilme, de forma que a oxidação da amônia ocorre com idades do lodo baixas, quando referenciadas apenas à biomassa em suspensão (Rusten *et al.*, 1995).

O excesso de biofilme se desprende naturalmente do suporte, cedendo superfície para a ocupação de outros micro-organismos e os fragmentos liberados são facilmente separados da fase líquida em etapa seguinte, por serem mais compactos e conseqüentemente sedimentarem mais facilmente que os flocos do lodo convencional.

Dentre as principais vantagens desta tecnologia tem-se a obtenção de sistemas compactos, resistentes aos picos de cargas orgânicas e hidráulicas e às variações de pH e temperatura; bem como flexíveis pela possibilidade de variação da taxa de recirculação da biomassa suspensa para o melhor ajuste das condições operacionais (ØDEGAARD *et al.*, 1994).

As variáveis de controle são as mesmas aplicadas ao processo de lodo ativado, guardada a especificidade de que a concentração de sólidos biológicos no tanque de aeração é aumentada pela formação de biomassa aderida. Esta deverá ser quantificada e somada à biomassa em suspensão para controle da relação alimento/micro-organismos. Além disso, no controle de reatores com biomassa aderida, costuma-se relacionar a carga orgânica aplicada com a área superficial total do meio suporte, ou carga orgânica superficial (COS), expressa em gDBO/m².d. Os limites para este parâmetro são definidos pelas necessidades de remover apenas matéria orgânica ou também obter a nitrificação do esgoto.

O material utilizado para a fabricação do meio suporte é usualmente polietileno ou polipropileno, cuja densidade varia entre 0,95 a 0,99 g/cm³; di-

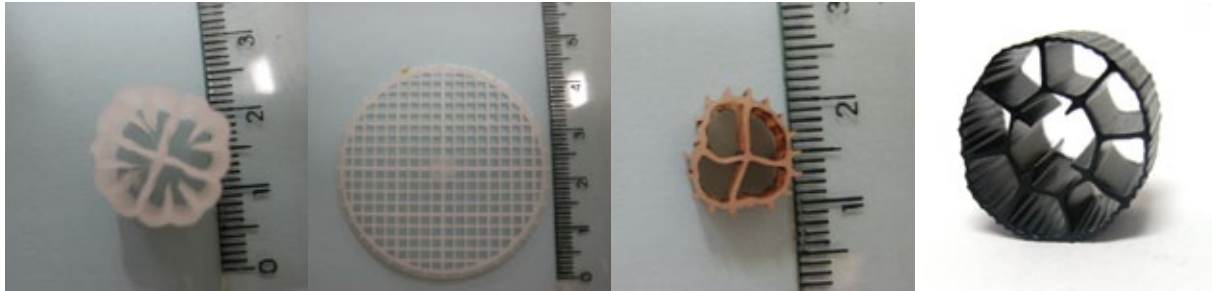


Figura 1 - Meios suporte empregados no processo MBBR/IFAS

âmetro entre 10 e 45 mm e largura entre 7 e 30 mm têm sido empregados. Apresentam-se, na Figura 1, alguns tipos de meio suporte empregados atualmente no processo MBBR/IFAS.

As diferentes configurações de meio suporte resultam em diferentes áreas de contato, as quais podem apresentar maior ou menor potencial para aderência de biomassa em função do arranjo e desenho geométrico da peça. Neste sentido, o meio suporte pode ser caracterizado tanto em função da superfície total disponível, assim como em função de uma parcela desta, a qual corresponde à área em que realmente ocorre a efetiva aderência de biomassa. As áreas superficiais específicas dos anéis existentes no mercado atualmente variam entre 350 e 900 m²/m³. (MINEGATTI, 2008).

O volume de meio suporte normalmente inserido no reator é de 20% a 70% do volume do tanque. Para densidades inferiores a 20%, há uma perda na eficiência de transferência de oxigênio pela falta de material para efetivar a redução dos tamanhos das bolhas de ar introduzidas pelo equipamento de aeração. Para densidades superiores a 70%, não se obtém boa mistura da mídia plástica e o custo da energia para fornecimento do oxigênio demandado pela elevada quantidade de biomassa torna-se elevado (RUSTEN *et al.*, 1998).

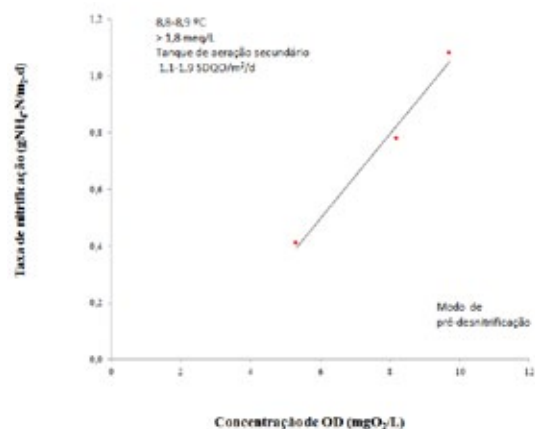
Em relação ao sistema de aeração empregado no processo IFAS, deve-se levar em conta o fornecimento de oxigênio para satisfazer a demanda da biomassa adicional para a remoção de matéria orgânica e para a nitrificação do esgoto, além da necessidade de manutenção do meio suporte em movimento. Para isso, utilizam-se sistemas de bolhas grossas ou médias, pois o meio suporte favorece a absorção de oxigênio por quebra destas bolhas em bolhas finas e garante maior tempo de retenção das bolhas no meio, aumentando a efi-

ciência na transferência de oxigênio. Ressalta-se que, em casos de conversão de lodo ativado em IFAS, a quantidade adicional de oxigênio requerida pelo aumento da carga orgânica aplicada, pode ser introduzida pelo sistema de aeração por bolhas finas pré-existente, instalando-se novos sopradores de ar.

Os resultados das pesquisas têm demonstrado que o processo MBBR/IFAS exige a manutenção de concentrações de oxigênio dissolvido nos tanques de aeração mais elevadas que no processo de lodo ativado, quando se deseja a nitrificação do esgoto. Nos estudos desenvolvidos por Rusten *et al.*, (1995) foi obtida a correlação entre taxa de nitrificação e concentração de oxigênio dissolvido no tanque, reproduzida na Figura 2.

Com base neste gráfico, inferiu-se que a camada líquida à superfície do biofilme formado nos corpos móveis é limitante para a transferência de oxigênio. Como o oxigênio dissolvido é consumido para degradação de matéria orgânica por micro-organismos heterotróficos, que se posicio-

Figura 2 - Relação entre taxa de nitrificação e concentração de OD no processo MBBR/IFAS (Adaptado RUSTEN *et al.*, 1995)



nam na parte externa do biofilme, para obtenção da nitrificação o nível de oxigênio dissolvido deve ser elevado para que haja penetração nas camadas internas, região em que predominam as bactérias nitrificantes. Nesta Figura 2, observa-se uma relação linear entre a concentração de oxigênio dissolvido e a taxa de nitrificação. A reta deve interceptar o eixo das abscissas entre 2,5 e 3,0 mgO₂/L, faixa considerada mínima para ocorrência da nitrificação. Essa constatação é muito relevante, uma vez que o consumo de energia elétrica para aeração do sistema deverá ser substancialmente maior relativamente ao processo de lodo ativado apenas com biomassa em suspensão, em que a concentração de oxigênio dissolvido é mantida entre 1,0 e 2,0 mgO₂/L.

A Revisão da Norma Técnica NBR 12.209 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) recomenda manter no reator, para o caso de remoção de nitrogênio, uma concentração de OD no tanque de aeração de 3,0 mg/L. Isto faz com que o consumo de oxigênio no processo MBBR/IFAS seja maior do que no lodo ativado, em que se mantém OD abaixo de 2,0 mg/L, com importante consequência sobre os custos operacionais.

Portanto, teoricamente, a utilização do processo MBBR/IFAS é vantajosa economicamente em relação ao processo de lodo ativado, pelo fato de permitir a implantação de unidades de menores dimensões. No entanto, o custo elevado do meio suporte e o maior consumo de energia elétrica, compõem fatores desfavoráveis ao recurso da adição de corpos móveis nos tanques de aeração do processo de lodo ativado, quando se deseja aumentar sua capacidade.

O presente trabalho tem como principal objetivo avaliar a viabilidade econômica da aplicação do processo IFAS, comparando-o com o processo de lodo ativado operando como alta taxa, na faixa convencional e com aeração prolongada para o atendi-

mento de populações equivalentes de 50.000 (IFAS x aeração prolongada), 500.000 habitantes (IFAS x lodo ativado convencional) e 500.000 habitantes (IFAS x lodo ativado alta taxa). Foram levados em consideração os custos da obra de concreto armado, do sistema de aeração, do meio suporte e devidos ao consumo de energia elétrica. Foram levantados custos de terreno para a implantação do tratamento em cinco diferentes municípios das regiões metropolitanas de São Paulo e Campinas.

Metodologia

A avaliação econômica da implantação dos processos IFAS e lodo ativado, sob alta taxa, convencional e com aeração prolongada foi realizada a partir dos parâmetros tradicionais de dimensionamento encontrados na literatura especializada e também recomendados pela ABNT. As populações de projeto adotadas para este estudo foram 50.000 e 500.000 habitantes, considerando-se o consumo per capita de água de 200 L/hab.d, o coeficiente de retorno de 0,8 e contribuições per capita de 54 gDBO/hab.dia. Tem-se por resultado as vazões médias de esgoto de 8.000 m³/d e 80.000 m³/d, correspondentes às cargas de DBO de 2,7 ton/d e 27 ton/d, respectivamente.

Foram considerados 3 diferentes cenários para a comparação dos processos: (i) somente remoção de matéria orgânica (DBO), contemplando IFAS e lodo ativado de alta taxa; (ii) remoção de matéria orgânica (DBO) + nitrificação, considerando IFAS e lodo ativado convencional; (iii) remoção de matéria orgânica (DBO) + nitrificação + estabilização do lodo, contemplando IFAS e lodo ativado com aeração prolongada.

Nos dimensionamentos efetuados, para servirem como base para a composição de custos, foram consideradas as premissas de cálculo apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1- Condições estabelecidas para a realização dos dimensionamentos

Condições		Alta taxa	Convencional	Aeração Prolongada
População (hab.)		500.000	500.000	50.000
Relação A/M (kgDBO/kgSSV.d)		0,6	0,4	0,15
SSV _{TA} (mg/L)		2,0	2,5	3,0
NEC.O ₂ (kgO ₂ /kgDBO)		1,5	2,0	2,5
OD _{TA} (mg/L)	Sem meio suporte	1,5	1,5	1,5
	Com meio suporte	1,5	3,0	3,0

As estimativas dos custos de implantação como o estrutural de fundações, lajes, ferragem, etc., foram obtidas com o auxílio do aplicativo SIENGE – Software para a Indústria da Construção, que utiliza um software ERP (*Enterprise Resource Planning*) específico para Construção Civil, para uso do qual primeiramente deve-se fornecer a quantidade total de suprimentos necessários (cimento, pedras britadas, ferragens, mão de obra, etc.), sendo que posteriormente o software faz uma varredura online no mercado e fornece assim todos os custos solicitados. Isto foi realizado para cada um dos dimensionamentos, levando-se em conta as diferentes populações e tecnologias.

Foram incorporados também os custos do meio suporte e dos sistemas de aeração (soprador de ar, difusores, tubulação, etc.). Foi considerado que o valor de cada m³ do meio suporte empregado no processo IFAS é de R\$ 2.000,00, reproduzindo o preço médio praticado no Brasil. Ademais, os valores considerados no custo das áreas ocupadas pelas ETE foram obtidos por meio de levantamento de áreas isoladas dentro dos municípios, com potencial de uso para este fim.

Embora este trabalho seja restrito à avaliação dos custos de implantação dos sistemas de tratamento, também será feita consideração a respeito dos gastos com energia elétrica esperados para os processos, podendo as diferenças nos valores desta importante condição operacional influírem decisivamente na escolha do processo a ser utilizado.

Assim, o consumo de energia elétrica pode ser estimado de acordo com modelo proposto por COSTA & SILVA, (2011) e representado na equação a seguir, considerando que os serviços de saneamento se enquadram no subgrupo de tensão A4, tarifa verde.

$$F_t = D_{fat} \times T_d + C_p \times T_{cp} + C_{fp} \times T_{cfp}$$

Onde: Ft = valor da fatura (R\$); Dfat = demanda faturável (kW); Td = tarifa de demanda faturável (R\$/kW); Cp = consumo de energia elétrica medido no mês - horário de ponta (kW.h); Tcp = tarifa de consumo no horário de ponta (R\$/kW.h);

Cfp = consumo medido no mês - horário fora de ponta (kWh); Tcfp = tarifa de consumo no horário - fora de ponta (R\$/kW.h).

Resultados e discussão

Os dimensionamentos foram feitos com base na relação A/M, sendo que no caso do processo IFAS considerou-se a contribuição adicional da biomassa aderida no meio suporte móvel introduzido nos tanques de aeração. Para os dimensionamentos das alternativas com processos operando sob alta taxa e taxa convencional (população de 500.000 habitantes), considerou-se que a ETE possuirá decantadores primários reduzindo 30% da DBO do esgoto previamente ao tratamento biológico.

Nos cenários estabelecidos neste trabalho, não foi considerada a existência de câmaras anóxicas de pré-desnitrificação. Assim, estes cenários reproduzem a situação de diversos sistemas de lodos ativados existentes no Brasil e que se encontram em fase de estudos para a ampliação de suas capacidades de atendimento.

Será mostrado apenas o dimensionamento efetuado para o processo IFAS considerando população de 500.000 habitantes operando sob alta taxa. Para as outras combinações serão apresentados apenas os resultados finais dos dimensionamentos, que foram efetuados segundo os mesmos procedimentos.

Dimensionamento do processo IFAS para o atendimento a 500.000 habitantes operando apenas para a remoção de matéria orgânica (alta taxa)

Dimensões do Reator Biológico

Valores considerados:

Área superficial específica do meio suporte: 600 m²/m³

Massa de SSV aderida ao meio suporte: 12,0 g/m²

Volume de meio suporte: 50% do volume do reator

Sob tais premissas, obtém-se o volume do reator biológico de:

$$\frac{A}{M} = \frac{Q \times DBO}{X_v \times V_{TA}} \Rightarrow 0,6 = \frac{0,7 \times 27.000}{0,5 \times V_{TA} \times 0,012 \times 600 + 2,0 \times V_{TA}} \Rightarrow V_{TA} = 5.625 m^3$$

Considerando-se a profundidade útil de 6 m, tem-se a seguinte área necessária de tanques de aeração:

$$A = \frac{Vol}{h} \Rightarrow A = \frac{5625}{6,0} = 938m^2$$

Necessidade de Oxigênio e Consumo de Energia

$$NEC \times O_2 = 1,5 \times (0,7 \times 27.000) = 28.350 \text{ kg/d}$$

Eficiência do difusor em campo

Para a profundidade do líquido de 6,0 m, será considerada a eficiência do difusor em condições de teste (η_0) igual a 30%.

Correção para as condições de campo:

$$n = n_0 \times \lambda$$

Onde λ é:

$$\lambda = \alpha \times \frac{(\beta C_{SW} - C_L) \times 1,02^{T-20}}{9,17}$$

considerando $\alpha = 0,70$, $\beta = 0,95$, $CSW = 7,7$ mg/L para $T = 28^\circ\text{C}$ (temperatura do líquido no verão), $CL = 1,5$ mg/L, obtém-se:

$$\lambda = 0,7 \times \frac{(0,95 \times 7,7 - 1,5) \times 1,02^8}{9,17} = 0,52$$

Assim, o valor da eficiência do difusor em campo (η) igual a $\eta = 0,52 \times 30\% = 15,6\%$.

Vazão de ar necessária

Valores considerados:

Massa específica do Ar = 1,2 kg/m³

Teor de O₂ no Ar = 0,232 kg O₂/ kg Ar

Vazão dos sopradores de ar:

$$Q_{ar} = \frac{NEC \times O_2}{0,156 \times 1,2 \times 0,232} = \frac{28.350}{0,1158 \times 1,2 \times 0,232} = 652.654 m^3 / dia = 453 m^3 / min$$

Considerando-se o acréscimo de 40% para atender às demandas de pico, a vazão necessária de ar será de 635 m³/min.

Potência Necessária

Valores considerados:

Massa de Ar (M_{Ar}) = (Q_{Ar} x Massa específica de Ar)/60 minutos = 12,69 kg/s

Constante do gás (R) = 8,31 kJ/k mol^oK

Temperatura absoluta de entrada (T_0) = 28 °C → K = 28 °C + 273,15 = 301,15 °K

Eficiência do compressor (E) = 0,7

Pressão absoluta de entrada (P_e) = 1 atm

Pressão absoluta de saída (P_s) ≈ 1,3 x pro-

$$Pot = \frac{M_{Ar} \times R \times T_0}{8,41 \times E} \left\{ \left(\frac{P_s}{P_e} \right)^{0,283} - 1 \right\} = \frac{12,69 \times 8,31 \times 301,15}{8,41 \times 0,7} \left\{ \left(\frac{1,75}{1} \right)^{0,283} - 1 \right\} \Rightarrow Pot = 933 kW$$

fundidade da lâmina d'água = $1,3 \times 6,0 \text{ m} = 7,8 \text{ m.c.a} = 0,75 \text{ atm}$; \Rightarrow Ps deve ser = $1 + 0,75 = 1,75 \text{ atm}$

Resultados dos demais dimensionamentos

Na Tabela 2 apresenta-se um resumo dos principais resultados obtidos nos dimensionamentos efetuados.

Condição de Projeto	IFAS		Lodo Ativado	
	VU (m3)	Pot (kW)	VU (m3)	Pot (kW)
Alta taxa 500.000 habitantes	5.625	933	15.750	933
Convencional 500.000 habitantes	7.746	1.672	18.900	1.253
Aeração Prolongada 50.000 habitantes	2.951	298	6.000	221

Tabela 2- Volumes úteis dos tanques de aeração e potências instaladas

Para estimativa de custos da construção civil, como mencionado, foi utilizado o aplicativo SIENGE; e os custos dos sistemas de aeração foram obtidos juntamente com as empresas fornecedoras. Na Tabela 3 apresentam-se as estimativas dos custos de implantação do tanque de aeração para cada uma das tecnologias e condições operacionais que foram avaliadas.

Nota-se que, o processo de lodo ativado, independente da sua modalidade, resultou sempre em menor custo de implantação dos tanques de aeração, principalmente devido ao elevado custo de aquisição do meio suporte para o processo IFAS, correspondendo a 78%, 80% e 79% do custo total das modalidades alta taxa, convencional e aeração

prolongada, respectivamente.

No entanto, para realização de uma análise mais criteriosa, deve-se contabilizar também o custo da área ocupada pela ETE. Em vista disso, foram identificados os preços de terreno em áreas periféricas em municípios da Região Metropolitana de São Paulo e de Campinas, conforme apresenta a Tabela 4. Incorporando os valores da Tabela 4,

apresentam-se nas Tabelas 5 e 6, os custos finais de implantação dos processos dimensionados para ambas as populações.

Salienta-se que se optou por estas regiões pelo fato de estarem em ampla expansão habitacional e que se inseriu a relação entre custo final de implantação do processo lodo ativado e o custo final do processo IFAS (R).

Observa-se que o custo de implantação dos tanques de aeração para o processo IFAS resultou mais elevado que para o lodo ativado, independentemente da população de projeto ou do valor do terreno. Pode-se observar também que as diferenças percentuais são reduzidas à medida que a taxa de aplicação de matéria orgânica é aumentada.

Tabela 3- Estimativa dos custos de implantação dos processos avaliados

População (hab.)	Processos	Custos Específicos (R\$)			
		Construção Civil	Meio Suporte	Sistema de Aeração	Total
500.000	Lodo ativado alta taxa	2.847.690	-	536.297	3.383.987
	IFAS	1.056.947	5.625.000	536.297	7.218.244
500.000	Lodo ativado convencional	3.168.366	-	762.538	3.930.904
	IFAS	1.292.964	7.746.000	609.881	9.648.845
50.000	Lodo ativado aeração prolongada	950.056	-	274.430	1.224.485
	IFAS	460.918	2.951.000	303.290	3.715.208

Processos	Área (m ²)	Cidades				
		Atibaia ⁽¹⁾	Vinhedo ⁽²⁾	Jundiaí ⁽³⁾	Valinhos ⁽⁴⁾	São Paulo ⁽⁵⁾
Lodo ativado alta taxa	2625	315.000	420.000	472.500	551.250	1.128.750
IFAS ⁽⁶⁾	3150	112.320	149.760	168.480	196.560	402.480
Lodo ativado convencional	1000	378.000	504.000	567.000	661.500	1.354.500
IFAS ⁽⁷⁾	938	154.920	206.560	232.380	271.110	555.130
Lodo ativado aeração prolongada	1291	163.680	218.240	245.520	286.440	586.520
IFAS ⁽⁸⁾	492	103.920	138.560	155.880	181.860	372.380

(¹) Atibaia R\$ 120,00; (²) Vinhedo R\$ 160,00; (³) Jundiaí R\$ 180,00; (⁴) Valinhos R\$ 210,00; (⁵) São Paulo R\$ 430,00; (⁶) IFAS com A/M de 0,6 kgDBO/kgSSV.d; (⁷) IFAS com A/M de 0,4 kgDBO/kgSSV.d; (⁸) IFAS com A/M de 0,15 kgDBO/kgSSV.d

Tabela 4- Área requerida e o respectivo custo total para o tanque de aeração

Para a variante com aeração prolongada e população de 50.000 habitantes, o custo final de implantação do processo de lodo ativado resultou entre 36% e 44% do custo do processo IFAS. Com a população de projeto de 500.000 habitantes, para a faixa convencional o custo final de implantação do processo de lodo ativado resultou de 44% a 52% do respectivo custo no processo IFAS e, sob alta taxa, de 50% a 59%.

Como poderia ser esperado, nota-se que à medida que o preço do terreno aumenta, Atibaia menor e São Paulo maior valor, a diferença entre os custos dos respectivos processos reduz. Isto devido ao fato do processo IFAS requerer menor área.

A fim de avaliar a influência do custo de aquisição dos meios suporte, considerou uma redução dos mesmos para R\$ 900,00. Com isso, o processo IFAS, de forma geral, se tornou menos desvantajoso e até alcançou valores relativos ao custo final de implantação igual ao processo lodo ativado alta taxa, quando considerado a população de 500.000 habitantes, conforme apresenta a Tabela 7 a seguir.

Em relação ao consumo de energia elétrica, conforme mencionado, pode-se estimar o custo de operação considerando a tarifa de consumo no horário de ponta (horário de ponta seca) de R\$ 1,00106/kW.h, a tarifa de consumo no horário fora de ponta (horário fora de ponta seca) igual a R\$ 0,15912/kW.h e o valor de demanda faturável de R\$ 7,99/kW, que representa o preço praticado pela concessionária de energia elétrica do Estado São Paulo (AES/Eletropaulo). Apresentam-se assim, segundo modelo de cálculo proposto COSTA & SILVA na Tabela 8, as estimativas de custos com energia elétrica para a aeração durante 20 anos de operação dos sistemas de tratamento. Estes custos foram trazidos a valores presentes segundo taxa de juro anual estimada em 10%. Trata-se apenas de uma aproximação inicial de uma situação que envolve incertezas relativas ao mercado financeiro e à política tarifária de energia elétrica.

Como seria esperado, para os processos trabalhando sob alta taxa os custos relativos ao consumo de energia elétrica para a aeração resul-

Tabela 5 - Custos finais para implantação (R\$) dos processos em cada uma das cidades e para população de 50.000 hab.

Processos	Cidades				
	Atibaia	Vinhedo	Jundiaí	Valinhos	São Paulo
Lodo ativado com aeração prolongada	1.388.165	1.442.725	1.470.005	1.510.925	1.811.005
IFAS ^(*)	3.819.128	3.853.768	3.871.088	3.897.068	4.087.588
R (%)	36	37	38	39	44

(*) IFAS com A/M de 0,15 kgDBO/kgSSV.d

Processos	Cidades				
	Atibaia	Vinhedo	Jundiaí	Valinhos	São Paulo
Lodo ativado alta taxa	3.698.987	3.803.987	3.856.487	3.935.237	4.512.737
IFAS ⁽¹⁾	7.330.564	7.368.004	7.386.724	7.414.804	7.620.724
R (%)	50%	52%	52%	53%	59%
Lodo ativado convencional	4.308.904	4.434.904	4.497.904	4.592.404	5.285.404
IFAS ⁽²⁾	9.803.765	9.855.405	9.881.225	9.919.955	10.203.975
R (%)	44%	45%	46%	46%	52%

⁽¹⁾ IFAS com A/M de 0,6 kgDBO/kgSSV.d

⁽²⁾ IFAS com A/M de 0,4 kgDBO/kgSSV.d

Tabela 6- Custos finais para implantação (R\$) dos processos em cada uma das cidades e para população de 500.000 hab.

Processos	Cidades				
	Atibaia	Vinhedo	Jundiaí	Valinhos	São Paulo
Lodo ativado com aeração prolongada	1.388.165	1.442.725	1.470.005	1.510.925	1.811.005
IFAS ⁽¹⁾	2.196.078	2.230.718	2.248.038	2.274.018	2.464.538
R (%)	63	65	65	66	73
Lodo ativado alta taxa	3.698.987	3.803.987	3.856.487	3.935.237	4.512.737
IFAS ⁽²⁾	4.231.290	4.268.730	4.287.450	4.315.530	4.521.450
R (%)	87	89	90	91	100
Lodo ativado convencional	4.308.904	4.434.904	4.497.904	4.592.404	5.285.404
IFAS ⁽³⁾	5.543.465	5.595.105	5.620.925	5.659.655	5.943.675
R (%)	78	79	80	81	89

⁽¹⁾ IFAS com A/M de 0,15 kgDBO/kgSSV.d ⁽²⁾ IFAS com A/M de 0,6 kgDBO/kgSSV.d ⁽³⁾ IFAS com A/M de 0,4 kgDBO/kgSSV.d

Tabela 7- Custos finais para implantação (R\$) dos processos em cada uma das cidades (meios suporte igual a R\$ 900,00)

População (hab.)	Processo de Tratamento	Potência (kW.h/h)	Custo em 20 anos (R\$)	Custo presente - 20 anos (R\$)
500.000	Lodo ativado alta taxa	933	42.884.946	6.374.574
	IFAS	933	42.884.946	6.374.574
	R (%)	-	-	-
500.000	Lodo ativado convencional	1.252	57.717.333	8.579.314
	IFAS	1.672	76.999.436	11.445.476
	R (%)	-	75	75
50.000	Lodo ativado aeração prolongada	221	10.189.205	1.514.560
	IFAS	298	13.736.080	2.041.781
	R (%)	-	74	74

Tabela 8- Estimativa dos custos de energia elétrica

taram idênticos, devido ao fato de terem sido considerados os mesmos valores de necessidade de oxigênio e de concentração de oxigênio dissolvido nos tanques de aeração. No entanto, para as variantes convencional e aeração prolongada, o processo de lodo ativado apresentou menor custo devido ao consumo de energia elétrica para aeração, em torno de 74% a 75% do custo do processo IFAS.

Deve ser lembrado que estas diferenças percentuais são relativas apenas à construção e operação dos tanques de aeração. Embora possa ser considerado que, de acordo com os procedimentos de cálculo utilizados neste estudo, os custos das demais unidades que compõem a ETE serão os mesmos, as diferenças percentuais entre os custos dos processos de lodo ativado e IFAS reduzem-se significativamente em relação àquelas obtidas considerando-se apenas os tanques de aeração.

Conclusão

Sob as condições impostas nesta simulação, foi possível concluir, de maneira geral, que o processo de lodo ativado é mais econômico do que o IFAS em relação à implantação dos reatores e aos gastos com energia elétrica para aeração. O principal fator econômico que levou a essa conclusão foi o de que o custo elevado do meio suporte não compensa a economia gerada pela redução da área necessária para a implantação dos reatores. Assim, por meio das hipóteses aqui assumidas, o interesse pelo processo IFAS é maior em situações de implantação ou ampliação de ETE em que não há terreno disponível com área suficiente para o processo de lodo ativado.

Referências bibliográficas

Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) – NBR-12.209. (2012). Elaboração de Projetos Hidráulico-sanitários de Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários.

COSTA J. M., SILVA L. C. Energia Elétrica – Tarifação. Disponível em: <www.agais.com/eletrica.htm>. Acesso em 23/09/2011 às 10:23hs.

HEM L. J., RUSTEN B., ØDEGAARD H. (1994). Nitrification in a Moving Bed Biofilm Reactor. *Water Research*, n. 28, v. 6, p. 1425-1433.

JORDÃO E. P., PESSOA C. A. (2009). Tratamento de Esgotos Domésticos. 5ª ed. ABES-RJ, 941p.

METCALF & EDDY. (2003). Inc. Wastewater engineering: treatment and reuse. 4ª ed. New York:

McGraw-Hill, 1848p.

MINEGATTI D. V. O. (2008). Caracterização dos Parâmetros de Controle e Avaliação de Desempenho de um Reator Biológico com Leito Móvel (MBBR). Dissertação de mestrado. Departamento de Engenharia Civil – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 91p.

ØDEGAARD H., RUSTEN B., WESTRUM T. (1994). A new moving bed biofilm reactor – application and results. *Water Science and Technology*, n. 29, v. 10-11, p. 157-165.

ØDEGAARD H., RUSTEN B., BADIN H. (1993). Small wastewater treatment plants based on moving bed biofilm reactor. *Water Science and Technology*, n. 28, v. 10, p. 351-359.

RUSTEN B., MCCOY M., PROCTOR R., SILJUDALEN J.G. (1998). The innovative moving bed biofilm reactor/Solids contact reaeration process for secondary treatment of municipal wastewater. *Water Environment Research*, n. 70, v. 5, p. 1083-1089.

RUSTEN, B; HEM, L; ØDEGAARD, H. (1995). Nitrification of municipal wastewater in moving bed biofilm reactor. *Water Environment Research*, Vol 67 (1), pp 75-86.

RUSTEN B., SILJUDALEN J. G., NORDEIDET B. (1994). Upgrading to nitrogen removal with the KMT moving bed biofilm process. *Water Science and Technology*, n. 29, v. 12, p. 185-195.

Proposta metodológica para análise de viabilidade econômico-financeira da universalização e prestação dos serviços de saneamento básico

A new methodology for analyzing the economic and financial feasibility of universalization and provision of basic sanitation services

Iran E. Lima Neto*

Data de entrada: 07/12/2012 | Data de aprovação: 03/04/2013

Resumo

Este artigo apresenta uma nova metodologia para análise de viabilidade econômico-financeira da universalização e prestação dos serviços de saneamento básico, considerando-se ampliações progressivas da cobertura desses serviços em cada área de planejamento. A metodologia considera ainda a disposição dos usuários a pagar pelos serviços, o que permite avaliar diferentes cenários de viabilidade a partir de diferentes combinações de receitas. A aplicação da metodologia ao município de Juazeiro do Norte/CE, adotado como estudo de caso, resultou em valores de investimentos para a universalização inferiores aos custos de capital, bem como em receitas referentes à prestação dos serviços inferiores aos custos de operação e manutenção, sendo que o cenário mais viável do ponto de vista econômico-financeiro foi a adoção de receitas dos setores de água e esgoto oriundas das prestadoras dos serviços e receitas dos setores de resíduos sólidos e drenagem urbana obtidas do estudo de disposição a pagar.

Palavras-chave: Custos; investimentos; planejamento; receitas; saneamento básico; viabilidade econômico-financeira.

Abstract

This paper presents a new methodology for analyzing the economic and financial feasibility of the universalization and provision of basic sanitation services, considering the increasing coverage of these services in each planning area. The methodology also considers the willingness of users to pay for the services, which allows evaluating different scenarios of feasibility from different combinations of incomes. The methodology was applied to the municipality of Juazeiro do Norte, in the State of Ceará, Brazil, as a case study, resulting in values for the investments lower than those for construction costs, as well as service incomes lower than the operation and maintenance costs, but with the more feasible scenario considering water and sewage incomes obtained from the basic sanitation companies, and solid waste and urban drainage incomes obtained from the study of willingness to pay.

Key-words: Basic sanitation; costs; economic and financial feasibility; incomes; investments; planning.

Iran E. Lima Neto*

Engenheiro Civil (UFC). Mestre em Hidráulica e Saneamento (EESC – USP). Ph.D. em Engenharia Hidráulica (University of Alberta/Canadá). Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC.

*Endereço para correspondência: Campus do Pici, Bloco 713, 1º andar, CEP 60.451-970, Fortaleza, Ceará
Tel.: +55 85 3366-9491; Fax: +55 85 3366-9627
Email: iran@deha.ufc.br

Introdução

A Lei Federal nº 11.445/07 estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, o qual é definido como o conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e drenagem e manejo das águas pluviais urbanas.

A referida Lei foi regulamentada pelo Decreto Federal nº 7.217/10, que estabelece que a partir de 2014, a existência de plano de saneamento básico será condição para o acesso a recursos orçamentários da União ou a recursos de financiamentos geridos ou administrados por órgão ou entidade da administração pública federal, quando destinados ao setor. As legislações supracitadas destacam ainda a existência de estudo de viabilidade econômico-financeira da prestação dos serviços de saneamento básico, nos termos do respectivo plano, como uma das condições para validade dos contratos que tenham por objeto a prestação desses serviços. Em virtude disso, os Termos de Referência elaborados pela Fundação Nacional de Saúde – FUNASA para desenvolvimento de planos municipais de saneamento básico têm exigido a inclusão de estudos preliminares de viabilidade econômico-financeira da prestação universal e integral dos serviços (entre outros aspectos previstos pela Lei Federal nº 11.445/07 e pelo Decreto Federal nº 7.217/10) nos referidos planos, conforme relatado por Lima Neto & Santos (2011). No entanto, diversos planos de saneamento básico baseados em outros Termos de Referência têm sido elaborados desconsiderando-se tal análise de viabilidade ou, com raras exceções, apresentando análise restrita aos setores de abastecimento de água e esgotamento sanitário, sem levar em conta os setores de limpeza urbana/manejo de resíduos sólidos e drenagem/manejo das águas pluviais urbanas, nem possíveis variabilidades espaciais e temporais das receitas e dos custos de operação e manutenção (ver, por exemplo, os planos listados por Sobrinho, 2011). Além disso, os referidos planos normalmente não realizam análise de viabilidade econômico-financeira da universalização, ou seja, dos investimentos e custos previstos para ampliar progressivamente o acesso aos quatro setores do saneamento básico. Contudo, a importância dessa análise é mencionada, por exemplo, em Leoneti *et al.* (2011) e Vargas (2011).

Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivo desenvolver uma proposta metodológica para análise de viabilidade econômico-financeira da prestação dos serviços de saneamento básico ao longo de cada etapa de planejamento e considerando-se as peculiaridades de cada área de planejamento, ou seja, diferentes condições de ampliação dos serviços, receitas e custos de operação e manutenção. A metodologia proposta considera ainda a disposição dos usuários a pagar pelos serviços, com base no trabalho de Silva (2011), que permite avaliar diferentes cenários de viabilidade econômico-financeira, incluindo receitas oriundas também dos setores de resíduos sólidos e drenagem urbana. Adicionalmente, a metodologia permite avaliar os custos de capital para investimentos na universalização do acesso ao saneamento básico, considerando também as variabilidades espaciais e temporais. Vale destacar que a metodologia proposta tem como base o Termo de Referência elaborado pela FUNASA e a Secretaria das Cidades do Estado do Ceará e o modelo de Lima Neto (2011) para planejamento da universalização e foi desenvolvida recentemente para a construção dos planos de saneamento básico de dez municípios da região do Cariri, no Ceará: Altaneira, Barbalha, Cariri, Crato, Farias Brito, Jardim, Juazeiro do Norte, Missão Velha, Nova Olinda e Santana do Cariri. Dessa forma, a exigência legal de existência de plano de saneamento básico e de análise de viabilidade econômico-financeira já pôde ser atendida na ocasião da elaboração dos planos supracitados.

Metodologia

1º. Passo – Definição de metas municipais para a universalização

O 1º. Passo para o estudo de viabilidade econômico-financeira consiste na definição de metas para a universalização do saneamento básico, tanto nas zonas urbanas como rurais dos municípios.

Para as zonas urbanas, são definidas metas de ampliação dos índices de cobertura de cada serviço de saneamento básico a serem atingidas ao longo do horizonte de planejamento (no presente caso, 30 anos, conforme definido no Termo de Referência elaborado pela FUNASA e a Secretaria das Cidades do Estado do Ceará).

Cabe salientar que essas metas são municipais e precisam posteriormente ser distribuídas em cada região político-administrativa (sede municipal e demais distritos), as quais foram consideradas como áreas de planejamento. Neste trabalho adotou-se o modelo de Lima Neto (2011) para realizar a hierarquização de áreas e o planejamento da universalização nas zonas urbanas, conforme será visto no 2º. Passo desta metodologia. A vantagem de se utilizar tal procedimento é eliminar eventuais subjetividades no processo de planejamento e promover aumentos nos índices de cobertura (em função de indicadores de prioridade) de mesma ordem de grandeza para diferentes áreas urbanas das sedes municipais e dos demais distritos, visando à compatibilização da prestação dos serviços, conforme preconizado na Lei Federal nº 11.445/07.

Para o setor de abastecimento de água nas zonas rurais, manteve-se a cobertura atual com rede de distribuição ao longo do horizonte de planejamento, o que significa dizer que as ampliações serão feitas em função do crescimento vegetativo da população. Da mesma forma, para o restante da população rural (difusa), considerou-se a manutenção da cobertura atual com soluções individuais, tais como cisternas, poços individuais e barragens subterrâneas (conforme apoiado pelo Decreto Federal nº 7.217/10), ao longo do horizonte de planejamento. Ressalta-se, porém, que é possível incluir a implantação de novos sistemas públicos que por ventura venham a ser construídos em pequenas comunidades desprovidas de abastecimento de água coletivo, caso haja projetos de rede previstos para a zona rural. Caso contrário, essas possíveis modificações poderão ser contempladas nas fases de revisão do plano, conforme previsto na Lei Federal nº 11.445/07. Para o setor de esgotamento sanitário nas zonas rurais, devido à ausência de rede e ao baixo nível de renda das comunidades avaliadas no presente estudo, adotou-se uma ampliação linear da cobertura com soluções individuais do tipo banheiro e sistema fossa-sumidouro, conforme apoiado pelo Decreto Federal nº 7.217/10, até se atingir o patamar de 100% em final de plano. O mesmo foi feito com relação à cobertura do serviço de coleta de resíduos sólidos na zona rural, conforme apoiado pelo Governo do Estado do Ceará. Por outro lado, não foram previstas

metas de implantação do setor de drenagem e manejo das águas pluviais nas zonas rurais, já que a legislação federal prevê a cobertura desse serviço apenas nas zonas urbanas.

2º. Passo – Hierarquização de áreas e planejamento da universalização nas zonas urbanas

O 2º. Passo para a elaboração do estudo de viabilidade econômico-financeira consistiu na hierarquização de prioridades entre as zonas urbanas das regiões político-administrativas e no planejamento da universalização do acesso ao saneamento básico nessas áreas, utilizando o modelo desenvolvido por Lima Neto (2011). Esse procedimento foi necessário uma vez que os custos de investimentos para universalização bem como os custos de operação e manutenção da prestação dos serviços de saneamento básico podem diferir significativamente entre diferentes áreas de planejamento. Como resultado, obtém-se o planejamento da ampliação dos índices de cobertura de cada setor do saneamento básico, considerando metas imediatas (até 5 anos), de curto prazo (6 a 10 anos), médio prazo (11 a 20 anos) e longo prazo (21 a 30 anos), conforme definido no Termo de Referência elaborado pela FUNASA e a Secretaria das Cidades do Estado do Ceará. Salienta-se que em virtude da baixa população urbana dos distritos avaliados neste estudo, considerou-se a universalização do setor de esgotamento sanitário nestas áreas em uma única etapa de planejamento (médio ou longo prazo). Vale destacar que a implantação em uma única etapa de sistemas de esgotamento sanitário em zonas urbanas de pequenos distritos é prática comum no Estado do Ceará.

Embora o procedimento de hierarquização e planejamento da universalização para cada região político-administrativa tenha sido realizado apenas para as zonas urbanas, é importante mencionar que um procedimento semelhante ao descrito anteriormente também poderá ser realizado posteriormente para as zonas rurais, à medida que se dispuser de dados nas fases de revisão dos planos de saneamento básico. Portanto, uma das principais ações que devem ser propostas nos planos é a realização de levantamento detalhado da cobertura dos serviços de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos nas zonas rurais, incluindo tanto as comunidades existentes como a população difusa.

3º. Passo – Viabilidade econômico-financeira da universalização e prestação dos serviços

O 3º. Passo consiste na análise de viabilidade econômico-financeira da universalização e prestação dos serviços de saneamento básico utilizando os resultados apresentados nos passos anteriores. Dessa forma, é realizada análise de viabilidade através de comparação entre custos de capital e investimentos previstos para a universalização, assim como entre custos de operação e manutenção e receitas financeiras referentes à prestação dos serviços. Os valores são estimados em moeda de dezembro de 2012. Assim, os dados de natureza econômico-financeira poderão ser atualizados para tal data de referência com base no Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo – IPCA.

Análise dos custos de capital e investimentos previstos para a universalização

A estimativa de custos de capital para a universalização do acesso ao saneamento básico foi realizada considerando-se separadamente três áreas: zona urbana das sedes municipais, zona urbana dos demais distritos e zona rural.

Para as zonas urbanas foram adotadas projeções de crescimento populacional (para os setores de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos) e de crescimento das áreas urbanas (para o setor de drenagem e manejo das águas pluviais urbanas), bem como as projeções de coberturas dos serviços obtidas a partir do 2º. Passo da metodologia.

Os custos unitários de capital para investimento nos setores de abastecimento de água potável e esgotamento sanitário nas zonas urbanas (R\$/habitante) se referem a valores médios obtidos a partir de projetos realizados nos últimos dez anos na região do Cariri e no Estado do Ceará. O custo unitário do setor de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos (R\$/habitante) se refere ao valor médio obtido do Estudo de Viabilidade do Programa para o Tratamento e Disposição de Resíduos Sólidos do Estado do Ceará (PROINTEC, 2005). O custo unitário do setor de drenagem e manejo de águas pluviais urbanas (R\$/km²) foi estimado a partir de dados disponíveis em Tucci (2005) e no 10º Balanço do Programa de Aceleração do Crescimento do Governo Federal (PAC) para o Estado do Ceará. Salienta-se que os valores médios para

cada setor do saneamento básico foram apresentados de acordo com três categorias: áreas de pequeno, médio e grande porte, conforme detalhado no Plano Municipal de Saneamento Básico de Juazeiro do Norte (Juazeiro, 2012). Dessa forma, dependendo do porte de seus distritos, o mesmo município pode conter até três diferentes custos unitários para cada setor do saneamento básico.

Para a zona rural foram adotadas as projeções de crescimento populacional para os setores de abastecimento de água, esgotamento sanitário e limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, bem como as projeções de coberturas dos serviços obtidas a partir do 1º. Passo da metodologia. Neste caso, considerou-se tanto a ampliação de sistemas coletivos de abastecimento de água como de soluções individuais para os setores de água e esgoto, além da ampliação da coleta de resíduos sólidos.

Os custos unitários de capital para investimento em soluções coletivas para o setor de água e soluções individuais para os setores de água e esgoto na zona rural (R\$/habitante) se referem a valores médios obtidos a partir de projetos implantados ou em implantação no Estado do Ceará e na região do Cariri. O custo unitário do setor de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos (R\$/habitante) foi novamente obtido a partir do Estudo de Viabilidade do Programa para o Tratamento e Disposição de Resíduos Sólidos do Estado do Ceará (PROINTEC, 2005).

Os investimentos referem-se aos valores relacionados à universalização dos serviços de saneamento básico, com base no conceito legal de ampliação progressiva. No presente estudo, adotou-se o Plano Plurianual – PPA do Estado do Ceará para o período de 2012-2015 como base para a previsão dos investimentos a serem aportados aos municípios. Como no referido PPA não havia um valor específico para investimento em saneamento básico em cada município envolvido neste estudo, considerou-se que o valor total anual para investimento no setor seria repassado proporcionalmente para cada município em função da relação entre a sua população e a população do Estado do Ceará. É importante destacar que alternativamente também podem ser utilizadas outras fontes para avaliação dos investimentos previstos para a universalização tais como balanços do PAC ou planos plurianu-

ais nas esferas municipal e nacional.

Por fim, a análise de viabilidade econômico-financeira com relação à ampliação progressiva dos serviços de saneamento básico em cada município foi realizada através de comparação entre os custos de capital e os investimentos previstos ao longo do horizonte de planejamento. O resultado dessa comparação permite a avaliação da necessidade de captação de recursos financeiros adicionais para se garantir a universalização dos serviços. Cabe salientar que os custos de capital obtidos podem ser utilizados também para a elaboração de planos de investimentos em saneamento básico (exigência da Lei Federal nº 11.445/07) em cada área de planejamento, conforme detalhado no Plano Municipal de Saneamento Básico de Juazeiro do Norte (Juazeiro, 2012).

Análise dos custos de operação e manutenção e receitas referentes à prestação dos serviços

Os custos de operação e manutenção correspondem aos dispêndios relacionados à prestação dos serviços (incluindo a gestão), considerando valores obtidos através de pesquisa acerca de tais custos para cada setor do saneamento básico, praticados nos municípios em questão. A estimativa desses custos foi realizada considerando-se separadamente três áreas: zona urbana das sedes municipais, zona urbana dos demais distritos e zona rural. Nas zonas rurais dos municípios, devido à existência de modelo de autogestão do Sistema Integrado de Saneamento Rural – SISAR, cuja operação e manutenção dos sistemas de abastecimento de água é de responsabilidade da própria comunidade, seus custos e receitas foram considerados em equilíbrio econômico-financeiro. Da mesma forma, os setores de esgoto e drenagem foram desconsiderados da análise de custos e receitas, uma vez que não são previstas medidas estruturais coletivas para as zonas rurais. Portanto, apenas o setor de resíduos sólidos foi considerado na análise de custos e receitas nas zonas rurais dos municípios.

Os valores referentes aos custos anuais com operação e manutenção dos sistemas de abastecimento de água e esgotamento sanitário (R\$/habitante/ano) foram projetados a partir dos valores das despesas por habitante atendido pelos mencionados serviços, conforme dados apresentados no Sistema Nacional de Informa-

ções sobre Saneamento – SNIS ou fornecidos diretamente pela Companhia de Água e Esgoto do Ceará – CAGECE, pelos Serviços Autônomos de Água e Esgoto – SAAE ou pelas Prefeituras Municipais. Os valores referentes ao setor de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos (R\$/habitante/ano) também foram estimados a partir das despesas por habitante atendido, conforme dados disponibilizados pelas Prefeituras Municipais. Na ausência de informações mais detalhadas para os municípios em questão, os custos anuais com operação e manutenção do setor de drenagem e manejo de águas pluviais urbanas (R\$/km²/ano) foram estimados em aproximadamente 5% dos custos de capital, conforme sugerido por Tucci (2005).

Para a projeção de receitas dos serviços de saneamento básico nas zonas urbanas e rurais, foram consideradas três alternativas como referência:

Alternativa 1: Receitas oriundas apenas dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário operados pela CAGECE, pelo SAAE e/ou pela Prefeitura Municipal.

Alternativa 2: Receitas obtidas de estudo de disposição a pagar por cada serviço do saneamento básico, conduzido em cada área de planejamento com base em Silva (2011). Tal estudo foi realizado como forma simplificada e participativa de se estimar a capacidade de pagamento dos usuários nos quatro setores do saneamento básico.

Alternativa 3: Receitas de água e esgoto oriundas da CAGECE, do SAAE e/ou da Prefeitura Municipal e receitas dos serviços de resíduos sólidos e drenagem urbana oriundas do estudo de disposição a pagar.

Finalmente, a análise de viabilidade econômico-financeira foi feita em cada município através da comparação entre os custos de operação e manutenção e as receitas oriundas da prestação dos serviços de saneamento básico, de acordo com as três alternativas supracitadas. O resultado dessa comparação permite avaliar qual das alternativas é a mais viável do ponto de vista econômico-financeiro. Além disso, os valores obtidos a partir da metodologia supracitada permitem ainda a análise da condição de sustentabilidade e equilíbrio econômico-financeiro da prestação dos serviços. Como resultado, o Plano Municipal de Saneamento Básico de Juazeiro do Norte (Juazeiro, 2012) fornece, por exem-

plo, valores de receitas médias (R\$/habitante) para se atingir a referida condição de sustentabilidade e equilíbrio econômico-financeiro ao longo do horizonte de planejamento.

Resultados e discussão

Conforme mencionado anteriormente, a metodologia proposta foi adotada na elaboração dos planos de saneamento básico de dez municípios localizados na região do Cariri, no Estado do Ceará. Entretanto, no presente artigo, serão apresentados apenas os resultados referentes ao maior município da região, isto é, Juazeiro do Norte.

Metas municipais para a universalização

As metas municipais para a universalização do saneamento básico em Juazeiro do Norte foram obtidas com base no 1º. Passo da metodologia apresentada anteriormente. Assim, para as zonas urbanas, incluindo a sede de Juazeiro do Norte e os seus distritos de Padre Cícero e Marrocos, conforme estabelecido pelos grupos de trabalho envolvidos na elaboração do Plano Municipal de Saneamento Básico – PMSB, os índices de cobertura dos serviços de saneamento básico a serem atingidos ao final do planejamento de 30 anos são de 100%, sendo que a universalização dos serviços de abastecimento de água e limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos já é prevista para o horizonte imediato de 5 anos, enquanto que a universalização dos serviços de esgotamento sanitário e drenagem e de manejo das águas pluviais urbanas é prevista para 20 e 30 anos, respectivamente, conforme apresentado na Figura 1.

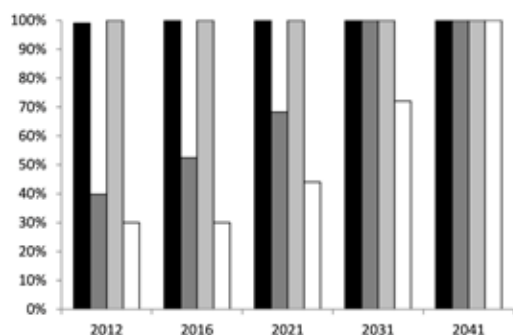


Figura 1- Metas de crescimento dos índices de cobertura das zonas urbanas do município de Juazeiro do Norte (A – água, E – esgoto, R – resíduos sólidos e D – drenagem urbana).

Para o setor de abastecimento de água nas zonas rurais do município de Juazeiro do Norte, manteve-se a cobertura com rede de distribuição de 19% e a cobertura com soluções individuais de 81% ao longo do horizonte de planejamento, conforme indicado na Figura 2.

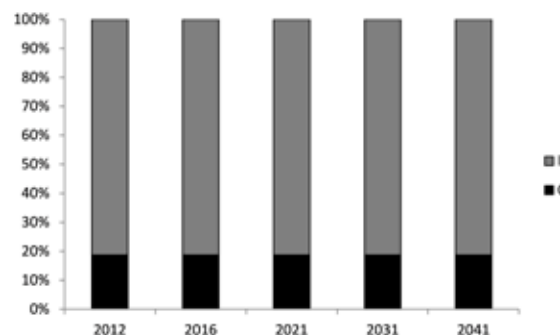


Figura 2 - Metas para o setor de abastecimento de água na zona rural do município de Juazeiro do Norte (I – soluções individuais do tipo cisternas, poços individuais e barragens subterrâneas; C – soluções coletivas do tipo rede de abastecimento de água).

Para o setor de esgotamento sanitário nas zonas rurais, considerou-se a ampliação linear da cobertura com soluções individuais do tipo banheiro e sistema fossa-sumidouro. Logo, conforme mostrado na Figura 3, a cobertura variará de 3 a 100% ao longo do horizonte de planejamento.

Para o setor de resíduos sólidos nas zonas rurais, considerou-se a ampliação linear da co-

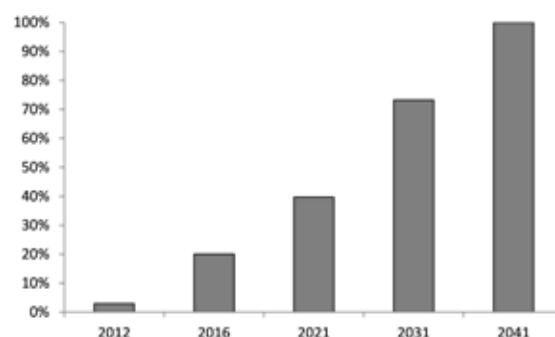


Figura 3 – Metas para o setor de esgotamento sanitário na zona rural do município de Juazeiro do Norte.

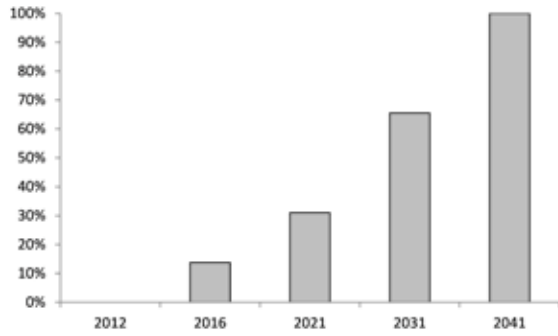


Figura 4 – Metas para o setor de resíduos sólidos na zona rural do município de Juazeiro do Norte.

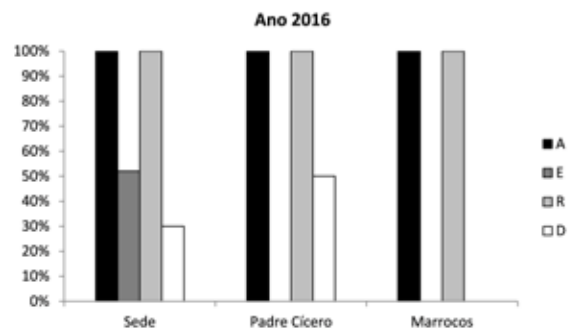


Figura 6 – Metas imediatas (até 5 anos) para os índices de cobertura relativos a cada setor do saneamento básico no município de Juazeiro do Norte (A – água, E – esgoto, R – resíduos sólidos e D – drenagem urbana).

bertura do serviço de coleta. A Figura 4 mostra uma variação da cobertura de 0 a 100% ao longo do horizonte de planejamento.

Planejamento da universalização nas zonas urbanas

A hierarquização de áreas urbanas da sede de Juazeiro do Norte e dos distritos de Padre Cícero e Marrocos e o planejamento da universalização do saneamento básico em cada uma dessas áreas foram feitos com base no 2º. Passo da metodologia. As Figuras 5 a 9 apresentam a situação atual dos índices de cobertura das áreas consideradas bem como o planejamento da ampliação desses índices obtido a partir da aplicação do modelo de Lima Neto (2011), adotando-se metas imediatas, de curto, médio e longo prazo. Vale ressaltar que em virtude da baixa população urbana dos distritos de Padre Cícero e Marrocos, considerou-se a universalização do setor de esgotamento sanitário nestas

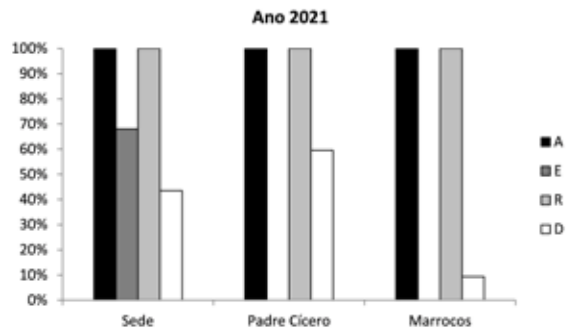


Figura 7 – Metas de curto prazo (6 a 10 anos) para os índices de cobertura relativos a cada setor do saneamento básico no município de Juazeiro do Norte (A – água, E – esgoto, R – resíduos sólidos e D – drenagem urbana).

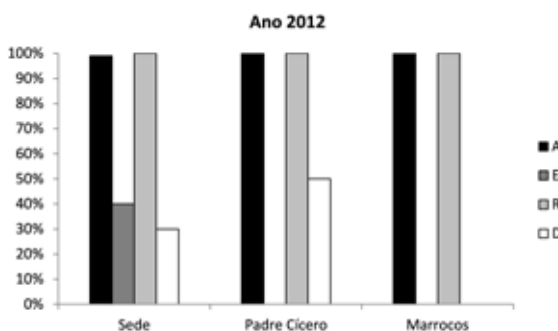


Figura 5 – Situação atual dos índices de cobertura relativos a cada setor do saneamento básico no município de Juazeiro do Norte (A – água, E – esgoto, R – resíduos sólidos e D – drenagem urbana).

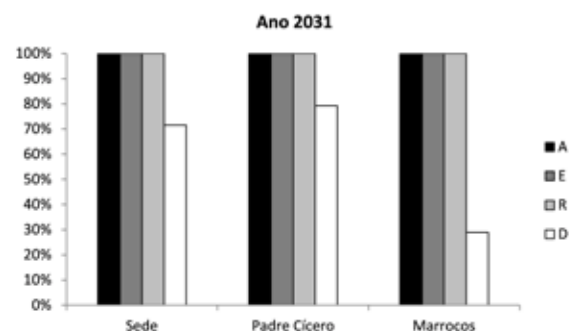


Figura 8 – Metas de médio prazo (11 a 20 anos) para os índices de cobertura relativos a cada setor do saneamento básico no município de Juazeiro do Norte (A – água, E – esgoto, R – resíduos sólidos e D – drenagem urbana).

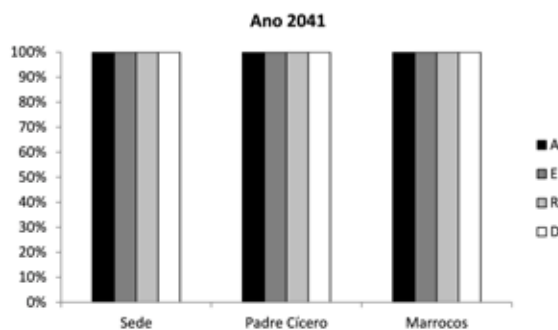


Figura 9 – Metas de longo prazo (21 a 30 anos) para os índices de cobertura relativos a cada setor do saneamento básico no município de Juazeiro do Norte (A – água, E – esgoto, R – resíduos sólidos e D – drenagem urbana).

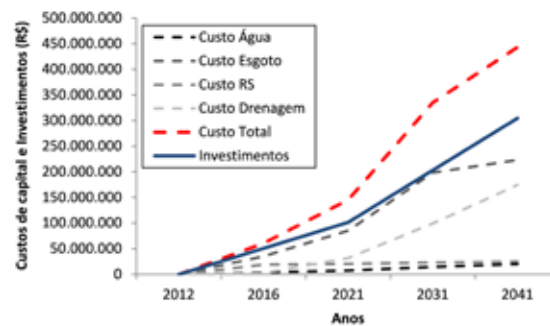


Figura 10 – Análise de viabilidade com relação à universalização do saneamento básico no município de Juazeiro do Norte (valores acumulados para os custos de capital e investimentos previstos).

áreas em uma única etapa de planejamento (entre 11 e 20 anos), logo após a universalização do acesso na sede municipal (que obteve maior peso na hierarquização devido principalmente à sua elevada população urbana).

Viabilidade econômico-financeira

A análise de viabilidade com relação à universalização do saneamento básico no município de Juazeiro do Norte foi realizada com base no 3º. Passo da metodologia. A Figura 10 mostra que no final do horizonte de planejamento o custo total de capital acumulado (incluindo os custos relacionados aos setores de água, esgoto, resíduos sólidos e drenagem urbana) é cerca de 45% superior ao investimento previsto (obtido a partir do PPA do Estado do Ceará), o que indica a necessidade de captação de recursos financeiros adicionais para se garantir a universalização dos serviços. Diversos possíveis mecanismos de financiamento para o saneamento básico são apresentados por Leoneti *et al.* (2011) e Dietrich (2011), por exemplo. Ressalta-se que resultados similares aos apresentados na Figura 10 foram obtidos para os demais municípios da região do Cariri envolvidos no estudo. No entanto, em alguns casos os custos de capital foram inferiores aos investimentos previstos, demonstrando assim uma condição favorável à universalização dos serviços.

A análise de viabilidade com relação à prestação dos serviços de saneamento básico no município de Juazeiro do Norte também foi realizada com base no 3º. Passo da metodologia. Os resultados são mostrados nas Figuras 11, 12 e 13,

onde os custos de operação e manutenção são comparados às receitas referentes às Alternativas 1, 2 e 3, respectivamente. Observa-se que no caso da Alternativa 1 (receitas dos setores de água e esgoto oriundas das prestadoras dos serviços) os custos de operação e manutenção superam as receitas entre aproximadamente 42 e 52% (ver Figura 11). Já no caso da Alternativa 2 (receitas dos quatro setores oriundas do estudo de disposição a pagar) os custos de operação e manutenção são entre 2,8 e 3,0 vezes superiores às receitas (ver Figuras 12). Por fim, no caso da Alternativa 3 (receitas dos setores de água e esgoto oriundas das prestadoras dos serviços e receitas dos setores de resíduos sólidos e drenagem urbana oriundas do estudo de disposição a pagar) os custos de operação e manutenção superam as receitas entre 21 e 26% (ver Figuras

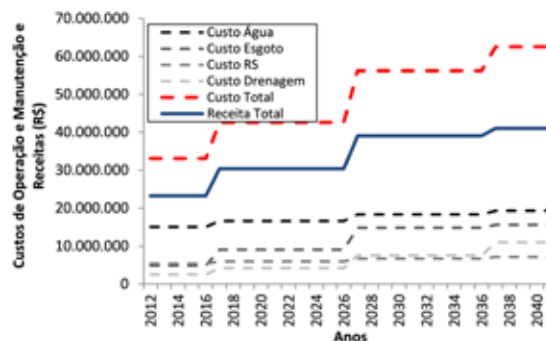


Figura 11 – Análise de viabilidade com relação à prestação dos serviços de saneamento básico no município de Juazeiro do Norte (valores para os custos de operação e manutenção e receitas considerando a Alternativa 1).

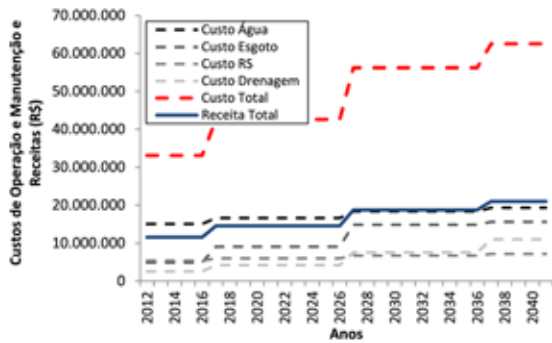


Figura 12 – Análise de viabilidade com relação à prestação dos serviços de saneamento básico no município de Juazeiro do Norte (valores para os custos de operação e manutenção e receitas considerando a Alternativa 2).

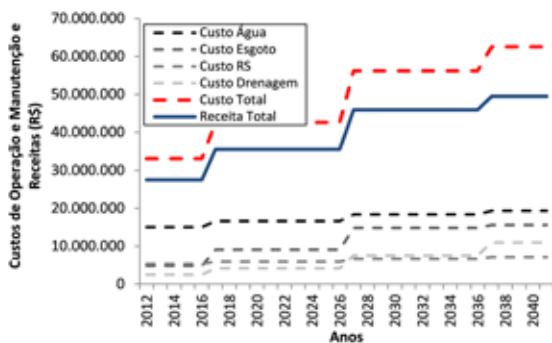


Figura 13 – Análise de viabilidade com relação à prestação dos serviços de saneamento básico no município de Juazeiro do Norte (valores para os custos de operação e manutenção e receitas considerando a Alternativa 3).

13), o que sugere que esta alternativa se configura como uma opção mais viável do ponto de vista econômico-financeiro. Todavia, ressalta-se a necessidade de se realizar estudos mais aprofundados sobre tarifas e políticas de subsídios (ver Bontes, 2011, por exemplo), visando à sustentabilidade e o equilíbrio econômico-financeiro da prestação dos serviços, em conformidade com os princípios da Lei Federal nº 11.445/07. Vale salientar que resultados similares aos apresentados nas Figuras 11 a 13 foram obtidos para os demais municípios do Cariri analisados, sendo que em alguns casos os custos de operação e manutenção considerando-se a Alternativa 3 foram imediatamente inferiores às receitas, demonstrando dessa forma uma condição favorável à sustentabilidade e ao equilíbrio econômico-financeiro da prestação dos serviços.

Conclusões

Este trabalho teve como objetivo desenvolver uma metodologia para análise de viabilidade econômico-financeira da universalização e prestação dos serviços de saneamento básico, considerando-se ampliações progressivas da cobertura desses serviços em cada área de planejamento. A metodologia leva em consideração ainda a disposição dos usuários a pagar pelos serviços de saneamento básico, o que permite a avaliação de diferentes cenários de viabilidade econômico-financeira da prestação dos serviços, incluindo receitas oriundas não apenas dos setores de água e esgoto, mas também dos setores de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e drenagem e manejo das águas pluviais urbanas. Portanto, pode-se dizer que a presente metodologia se configura como uma forma mais completa de se analisar a viabilidade econômico-financeira do saneamento básico em cada município, já que as outras metodologias em uso normalmente se limitam à análise dos setores de água e esgoto, sem levar em conta os setores de resíduos sólidos e drenagem urbana, nem possíveis variabilidades espaciais e temporais inerentes ao processo de planejamento.

A metodologia proposta foi desenvolvida recentemente para a elaboração dos planos de saneamento básico dos municípios de Altaneira, Barbalha, Cariri, Crato, Farias Brito, Jardim, Juazeiro do Norte, Missão Velha, Nova Olinda e Santana do Cariri, localizados na região do Cariri do Estado do Ceará. Adotando Juazeiro do Norte como estudo de caso, pôde-se observar que os investimentos previstos para a universalização foram inferiores aos custos de capital, assim como as receitas referentes à prestação dos serviços foram inferiores aos custos de operação e manutenção. Cabe salientar que o cenário mais favorável do ponto de vista econômico-financeiro da prestação dos serviços foi à adoção de receitas dos setores de água e esgoto oriundas das prestadoras dos serviços e receitas dos setores de resíduos sólidos e drenagem urbana oriundas do estudo de disposição a pagar. Em síntese, os resultados obtidos indicam não apenas a necessidade de captação de recursos financeiros adicionais para se garantir a universalização dos serviços, mas também de reavaliação das tarifas atualmente praticadas no município e/ou adoção de novas políticas de subsídios para se promover a sustentabilidade e

o equilíbrio econômico-financeiro da prestação dos serviços.

Finalmente, a metodologia apresentada neste trabalho poderá ser adotada tanto na elaboração de novos planos de saneamento básico como nas fases de revisão dos mesmos, visando atender a exigência legal de existência dos referidos planos e de análise de viabilidade econômico-financeira. Salienta-se também que a metodologia proposta poderá servir ainda como base para a realização de análise de viabilidade econômico-financeira mais aprofundada, incluindo, por exemplo, índices econômicos como valor presente líquido e ponto de equilíbrio entre outros aspectos que venham a ser relevantes.

Referências

BONTES, A. G. Tarifas e Subsídios dos Serviços de Saneamento Básico. In: *Gestão do Saneamento Básico: Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário*. Philippi Jr., A.; Galvão Júnior, A. C., Manole, 751-781, 2011.

DIETRICH, J. L. Mecanismos de Financiamento para o Saneamento Básico. In: *Gestão do Saneamento Básico: Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário*. Philippi Jr., A.; Galvão Júnior, A. C., Manole, 782-819, 2011.

JUAZEIRO DO NORTE. Plano Municipal de Saneamento Básico de Juazeiro do Norte/CE. Fundação Nacional de Saúde – FUNASA/Secretaria das Cidades/Estado do Ceará, 2012.

LEONETI, A. B.; PRADO, E. L.; OLIVEIRA, S. V. W. B. Saneamento Básico no Brasil: Considerações sobre Investimentos e Sustentabilidade para o Século XXI. *Revista de Administração Pública*, Rio de Janeiro, 45(2): 331-348, 2011.

LIMA NETO, I. E. Planejamento no Setor de Saneamento Básico considerando o Retorno da Sociedade. *Revista DAE*, n. 8, 46-52, 2011.

LIMA NETO, I. E.; SANTOS, A. B. Planos de Saneamento Básico. In: *Gestão do Saneamento Básico: Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário*. Philippi Jr., A.; Galvão Júnior, A. C., Manole, 57-79, 2011.

PROINTEC. Estudo de Viabilidade do Programa para o Tratamento e Disposição de Resíduos Sólidos do Estado do Ceará. Secretaria das Cidades/Estado do Ceará, 2005.

SILVA, F. O. Plano de Águas Municipal como Instrumento de Política Pública para a Universalização do Abastecimento de Pequenas Comunidades Rurais do Semiárido Cearense. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Ceará – UFC, 2011.

SOBRINHO, G. B. Planos Municipais de Saneamento Básico (PMSB): Instrumento para Universalização do Abastecimento de Água e do Esgotamento Sanitário. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Ceará – UFC, 2011.

TUCCI, C. E. M. Gestão de Águas Pluviais Urbanas. Ministério das Cidades, Global Water Partnership, World Bank/Unesco, 2005.

VARGAS, M. C. Universalização dos Serviços de Saneamento Básico. In: *Gestão do Saneamento Básico: Abastecimento de Água e Esgotamento Sanitário*. Philippi Jr., A.; Galvão Júnior, A. C., Manole, 721-750, 2011.

Influência do método de preparo da casca do coco verde como bioissorvente para aplicação na remoção de metais em soluções aquosas

Influence of method of preparation of coconut shell green as biosorbent for application in removal of metals in aqueous solutions

Maria do Socorro Pinheiro da Silva | Giselle Santiago Cabral Raulino
Carla Bastos Vidal | Ari Clecius Alves de Lima | Ronaldo Ferreira do Nascimento

Data de entrada: 11/10/2012 | Data de aprovação: 23/04/2013

Resumo

As principais fontes de poluição por metais tóxicos são aquelas provenientes dos efluentes industriais, da mineração e das lavouras. A adsorção utilizando materiais de baixo custo, ou bioissorventes, vem surgindo como uma alternativa economicamente atrativa para potenciais tratamentos na remoção e recuperação de metais tóxicos. Neste trabalho a influencia de diversos tratamentos na preparação do pó da casca do coco verde, empregado como material adsorvente, foram estudados (água fria, água quente, solução de albumina e solução de NaOH) na remoção dos metais tóxicos Cu^{2+} , Cd^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} e Zn^{2+} . Também foram analisados os parâmetros físico-químicos pH, condutividade elétrica, cor e DQO nas “águas de lavagens” oriundas dos tratamentos efetuados no pó da casca do coco verde. Verificou-se que os tratamentos com NaOH e albumina obtiveram melhores resultados em termo de capacidades de adsorção para todos os metais estudados, respectivamente embora suas “águas de lavagens” terem apresentado características físico-químicas em maior desacordo com a legislação pertinente no estado do Ceará (PORTARIA DA SEMACE N.º 154/2002) em relação ao descarte dos mesmos, classificados como efluentes industriais.

Palavras-chave: Adsorção, metais tóxicos, bagaço da casca do coco verde.

Abstract

The main sources of pollution by toxic metals are those coming from industrial effluents, mining and farming. Adsorption using low cost materials, or biosorbents, is emerging as an economically attractive alternative treatment for the removal and potential recovery of toxic metals. In this study, the influence of various treatments using powder of green coconut shells was studied (cold water, hot water, albumin, sodium hydroxide) for removal of the toxic metals Cu^{2+} , Cd^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} and Zn^{2+} . We also analyzed physical and chemical parameters including pH, electrical conductivity, color and COD in “washings” coming from the experiments. It was found that treatments with sodium hydroxide and albumin gave better results in terms of adsorption capacities for all metals studied, although the “washings” presented physicochemical characteristics in disagreement with the relevant legislation in the State of Ceará (SEMACE N.o 154/2002) on disposal of industrial effluents.

Key-words: Adsorption, toxic metals, green coconut shell powder.

Introdução

Devido ao crescimento desordenado das cidades, várias atividades antrópicas, principalmente as industriais, têm consumido recursos naturais e gerado resíduos que contêm substâncias perigosas e tóxicas que afetam intensamente o meio ambiente (SINGHAL, MEHROTRA, 1991).

De acordo com a Organização dos Estados Americanos (OEA), as indústrias que mais contaminam o meio ambiente são as dos setores de mineração e metalurgia, que lançam diariamente grandes volumes de gases, resíduos aquosos ou sólidos, contendo elementos de toxicidade variada. (SINGHAL, MEHROTRA, 1991). Dentre esses resíduos gerados, destacam-se os metais tóxicos ou metais pesados. Tais espécies químicas são não degradáveis, podendo acumular-se nos componentes do ambiente onde manifestam sua toxicidade e são altamente móveis, tornando-se muito difícil acompanhar o destino destas espécies metálicas depois de introduzidas no ecossistema (BAIRD, 2002; TARLEY; ARRUDA, 2003a; AGUIAR PALERMO; NOVAES, 2002; PINO, 2005; SUD *et al.*, 2008; VOLESKY, 2001)

A remoção destes poluentes provenientes de diversas fontes é realizada através de métodos convencionais de tratamentos físico-químicos, tais como: coagulação, floculação, precipitação, filtração, adsorção com carvão, ozonização e troca iônica. No entanto, tais métodos são bastante onerosos e envolvem longos períodos de detenção, o que dificulta sua implementação (BANDYOPADHYAY, BISWAS, 1998; BAILEY *et al.*, 1998; GURGEL, 2007). Os processos que envolvem troca iônica e adsorção em carvão ativado, comumente utilizados por indústrias, são relativamente caros, pois envolvem alto custo de equipamento e operação (TARLEY, ARRUDA, 2003).

Diante das considerações mencionadas, fazem-se necessárias pesquisas por novas tecnologias envolvendo processos de biosorção, visando à redução de custos e aumentando a eficiência no tratamento.

Atualmente a utilização dos resíduos agroindustriais como adsorventes para a recuperação de efluentes industriais é uma prática viável (POLLARD *et al.*, 1992). A literatura apresenta trabalhos com resíduos de cenoura; cascas de amendoim; arroz; nozes; bagaço de

cana-de-açúcar, entre outros (NASERNEJAD *et al.*, 2005; JOHNSON *et al.*, 2002; SINGH *et al.*, 2005; KIM *et al.*, 2001; JUNIOR *et al.*, 2007). O aumento do consumo de água do coco verde e a sua vocação natural para industrialização vêm causando problemas de disposição final do resíduo gerado, ou seja, as cascas dos frutos do coco são enviadas para lixões e aterros sanitários (ROSA *et al.*, 2001). Assim, a utilização do pó da casca de coco verde como biossorvente de metais tóxicos, para o tratamento de efluentes, é uma forma de aproveitamento viável e útil tanto na reutilização de resíduos sólidos, já que os mesmos são sobras de processos produtivos e são encontrados em quantidades apreciáveis, quanto no tratamento de efluentes (SOUSA, 2007).

Normalmente, esses resíduos, têm origem regionalizada, resultando na minimização dos custos com transporte. Podem ainda ser reutilizados após os processos de adsorção, realizando a dessorção ou incineração tornando possível a recuperação do metal adsorvido.

É importante salientar, no entanto, que algumas vezes esses materiais necessitam de pré-tratamentos, com a finalidade de remover compostos fenólicos, por conferirem cor à água (BAILEY *et al.*, 1998). Contudo a qualidade final das soluções resultantes desses tratamentos não são monitoradas, ou até mesmo tratadas.

Diante do cenário exposto, o presente trabalho teve como objetivo, avaliar a influencia de diversos tratamentos físico-químicos realizados na preparação do pó da casca do coco verde empregado como adsorvente na remoção de metais tóxicos, além de verificar a qualidade das soluções resultantes dos tratamentos empregados.

Materiais e métodos

Reagentes e soluções

Neste trabalho foram utilizadas soluções estoque de 100 mg.L⁻¹ de íons metálicos que foram preparadas a partir de seus respectivos sais: Cu(NO₃)₂.6H₂O Zn(NO₃)₂.6H₂O, Cd(NO₃)₂.6H₂O, Pb(NO₃)₂ e Ni(NO₃)₂.6H₂O de grau analítico MERCK (São Paulo, Brasil).

Obtenção do pó da casca de coco verde

O pó da casca de coco verde (*Cocos nucifera*) foi fornecido pela Embrapa Agroindústria Tro-

pical-CE (EMBRAPA/CE). O material foi obtido de acordo com as etapas: Trituração; Prensa hidráulica rotativa; Moinho e máquina classificadora. As cascas de coco verde foram passadas em um dilacerador (tritador com facas de corte e martelos desintegradores), equipamento semelhante ao utilizado na preparação de forragem para animais para obtenção das fibras. Em seguida as fibras obtidas foram prensadas em uma prensa "PRH" (prensa de rolos horizontais), para retirar o excesso de umidade e levadas a um moinho dotado de peneiras para obtenção de duas frações: pó e fibra. O pó obtido foi lavado e posto para secar à temperatura ambiente (Rosa *et al.*, 2004; Carrijo *et al.*, 2002). A faixa granulométrica de 60-99 foi utilizada para o desenvolvimento do trabalho devido sua facilidade de obtenção e operação (SOUSA, 2007).

Tratamentos físico-químicos

Os tratamentos no pó da casca do coco verde foram executados, antes dos estudos de adsorção, com as seguintes soluções:

Água deionizada fria (temperatura ambiente) (T1),

Água deionizada na temperatura de 60° C (T2),

Albumina na concentração de 40g. L⁻¹ (T3),

NaOH na concentração de 0,1 Mol.L⁻¹ (T4).

As amostras de pó foram postas em contato com as soluções de tratamento por 3 horas em béqueres de 500 ml, obedecendo à seguinte proporção: 20 g do pó (base seca) para 200 ml de solução.

Após o período de 3 horas o pó foi filtrado e lavado com água destilada até que sua água de lavagem permanecesse com uma coloração o mais clara possível. As águas de lavagens foram guardadas, identificadas verificadas o volume das mesmas e feitas as seguintes análises físico-químicas: pH (pHmetro WTW Modelo: 3101i), condutividade elétrica (MICRONAL Modelo: B330), cor (Colorímetro DM-COR, DIGIMED, SÉRIE 42387) e DQO (bloco digestor Policontrol; colorímetro Thermo-Electron Corporation, Modelo: Dicolet Evolution 100). Os volumes de águas de lavagem utilizados foram medidos em béquer graduado de 4L (Nalgon). Após a lavagem o pó tratado foi seco em estufa a temperatura de 60°C.

A "água de lavagem" refere-se à água utilizada

no pré-tratamento do pó, ou seja sua limpeza inicial para remoção de compostos fenólicos, orgânicos, bem como na água utilizada após o tratamento a que o pó da casca do coco foi submetido. Dependendo do tipo de tratamento a que o pó da casca do coco verde é submetido a água de lavagem adquire características físicas e químicas bem diferenciadas. No caso do pó ser tratado com soluções ácidas ou básicas, a água de lavagem possuirá um caráter mais ácido ou básico devido à remoção do excesso destes (soluções ácidas ou básicas) no pó.

É de grande utilidade a caracterização de alguns parâmetros físico-químicos nesta "água de lavagem", uma vez que a mesma poderá se tornar um agente contaminador, dependendo de como e onde for executado o descarte da mesma.

Efeito do tratamento físico-químico na capacidade de adsorção

A fim de estimar a capacidade de adsorção do material adsorvente tratado, foram realizados experimentos em batelada em triplicata, onde 0,4 g do material tratado e 10 mL de solução sintética multielementar (Pb⁺², Ni⁺², Cd⁺², Zn⁺² e Cu⁺²) na concentração de 100 mg. L⁻¹ em pH 5,0 foram mantidos sob agitação (175 rpm) à temperatura ambiente durante 3 horas (SOUSA, 2007). Então, foram filtradas em papel de filtro quantitativo (marca: QUANTY – faixa preta, diâmetro de 11 cm). A determinação da concentração residual dos íons metálicos foi realizada utilizando-se um espectrofotômetro de absorção atômica (EAA – VARIAN Modelo: AA24OFS com sistemas de lâmpadas de cátodo oco). A capacidade de adsorção do adsorvente, Q (mg do metal/ g do adsorvente) foi determinada com base na diferença de concentração dos íons metálicos usando a Equação 1.

$$QW = V(C_0 - C_e)$$

onde,

Q é a capacidade de adsorção (mg. g⁻¹);

Co e Ce são as concentrações do soluto na solução inicial e em equilíbrio em (mg.L⁻¹), respectivamente;

V é o volume da solução (L);

W a massa do adsorvente (g).

Teoria

O processo de adsorção depende de vários fatores tais como: natureza do adsorvente, adsorvato e das condições operacionais. As características do adsorvente incluem: área superficial, tamanho do poro, densidade, grupos funcionais presentes na superfície e hidrofobicidade do material. Por outro lado, a natureza do adsorvato, depende: da polaridade, tamanho da molécula, solubilidade e acidez ou basicidade. As condições operacionais incluem, principalmente, temperatura, pH e natureza do solvente (RUTHVEN, 1984; COONEY, 1999). Interações entre a superfície do adsorvente e o adsorvato são resultados de forças atrativas entre essas espécies. De acordo com o tipo de forças envolvidas no processo de adsorção, podemos classificá-lo como adsorção física (fisisorção) e química (químisorção) (MOURA *et al.*, 2011).

Na adsorção física nenhuma ligação é feita ou quebrada, sendo assim, a natureza do adsorvato permanece inalterada. Na adsorção química há a formação de ligações químicas entre o adsorvente e o adsorvato, e envolve o rearranjo de elétrons do fluido que interage com o sólido e a consequente formação da ligação química. O adsorvato sofre uma mudança química e é geralmente dissociado em fragmentos independentes, formando radicais e átomos ligados ao adsorvente. Em muitos casos, a adsorção é irreversível e é difícil separar o adsorvente do adsorvato (RUTHVEN, 1984).

Resultados

Na Tabela 1, encontram-se as capacidades de adsorção do pó da casca de coco verde submetido a diversos tratamentos físico-químicos e na Figura 1 podem ser observados os percentuais de remoção dos metais submetidos aos quatro

tratamentos. No geral as amostras tratadas com albumina (T3) e NaOH (T4) obtiveram melhores resultados na remoção dos íons metálicos, ao passo que a amostra tratada com água quente apresentou os menores valores de capacidade de adsorção para todos os metais. Pode-se observar também que a capacidade de adsorção (Q) para o Cu^{2+} e Pb^{2+} praticamente não sofrem influência pelos diversos tratamentos, ao passo que zinco e níquel têm suas capacidades aumentadas quando submetidas aos tratamentos T3 e T4. O tratamento T4 foi o que apresentou melhor eficiência de remoção, segundo a Figura 1, para todos os metais estudados e menor efeito competição entre os metais e os sítios de adsorção. Sousa (2007) estudando a capacidade de adsorção do material bruto e tratado com NaOH $0,1 \text{ Mol.L}^{-1}$ para os mesmos metais,

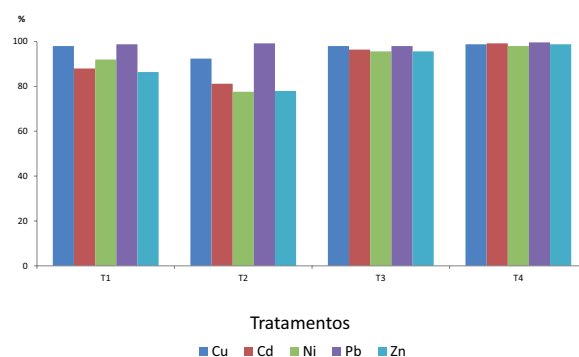


Figura 1- Eficiência de remoção dos metais submetidos aos tratamentos T1, T2, T3 e T4. Condições: C_0 : 100 mg.L^{-1} , massa do adsorvente: $0,4 \text{ g}$, volume utilizado: 10 mL , tempo de contato: 3 horas , Temperatura: $28 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$.

observou também uma melhoria na capacidade de adsorção desse material.

O pó da casca de coco verde contém altos te-

CAPACIDADE DE ADSORÇÃO MÉDIA - QM (mg.g-1)					
Tratamentos	Metais				
	Cu^{2+}	Cd^{2+}	Ni^{2+}	Pb^{2+}	Zn^{2+}
T1	2,45	2,20	2,30	2,47	2,16
T2	2,31	2,03	1,94	2,48	1,95
T3	2,45	2,41	2,39	2,45	2,39
T4	2,47	2,48	2,45	2,49	2,47

Tabela 1- Capacidade de adsorção média (QM) do pó da casca de coco verde submetido a diversos tratamentos físico-químicos.

ores de lignina e celulose as quais possuem grupos hidroxila, metóxi e carboxílicos. Quando o material celulósico é submetido ao tratamento T4, os compostos fenólicos solúveis presentes na fibra celulósica são removidos e os sítios ativos ficam mais disponíveis, melhorando a adsorção (GURGEL, 2007; SALVADOR *et al.*, 2009).

O tempo de contato requerido entre o adsorvente e o adsorvato para atingir a condição de equilíbrio é de fundamental importância para compreender os processos envolvidos durante a adsorção. Quando processos adsorptivos ocorrem rapidamente, em sua grande maioria estes estão associados com o fenômeno de troca iônica, enquanto que, processos menos específicos, como por exemplo, os de complexação, os tempos envolvidos são consideravelmente maiores (TARLEY, ARRUDA, 2003). Neste trabalho, foi utilizado tempo de contato de 3 horas, pois é o tempo necessário para que ocorra o equilíbrio entre os metais e o biosorvente (Sousa, 2007).

Raulino (2011) utilizou o pó da casca do coco verde como adsorvente para remoção de metais tóxicos em coluna e observou que a utilização do pó da casca de coco verde tratado com NaOH 0,1 mol.L⁻¹ em coluna é viável na remoção dos metais cobre, níquel e zinco em soluções aquosas. Também é possível utilizar o pó da casca de coco verde sem tratamento para a remoção de metais, com a potencialidade de co-processamento desse material em outros setores industriais.

Na Tabela 2, encontram-se os resultados obtidos dos parâmetros analisados nas águas de lavagem de cada tratamento físico-químico realizado no pó da casca de coco verde. Pode-se observar pela Tabela 2 que o pH permanece na

faixa da neutralidade. Para os tratamentos T1 a T3, esse resultado já era esperado já que a água e a solução de albumina não apresentam substâncias ácidas ou básicas em sua composição. Já no tratamento T4, o resultado obtido indica que houve reação entre a hidroxila presente em solução e o material lignocelulósico, acarretando num decréscimo do pH na água de lavagem final, além da diluição feita quando se lava o material com água após tratamento com hidróxido de sódio.

Quanto à cor, o tratamento T4 obteve o maior valor, comparado aos outros tratamentos. Mais um indicativo de que ocorreu reação entre o hidróxido de sódio e os compostos presentes no material lignocelulósico. A ação dos compostos alcalinos nesse tipo de material pode ocorrer através da desestruturação dos complexos lignocelulósicos, solubilizando a hemicelulose e expandindo a fração fibrosa, além de extrair os materiais orgânicos como os taninos (FILHO *et al.*, 2003; ASADI *et al.*, 2007). Como consequência, o volume gasto para lavagem do material submetido ao tratamento T4 foi maior que os demais, já que a cor liberada foi maior.

A “água de lavagem” oriunda do tratamento T3 apresentou maiores valores de demanda química de oxigênio (DQO) provavelmente devido à presença de uma proteína, a albumina, aumentando assim a carga orgânica. Nos tratamentos T2 e T4, os maiores valores de DQO em relação ao tratamento T1 se devem ao fato de a água quente e a solução de NaOH removerem compostos, como a lignina, a pectina, gorduras e taninos, que cobrem a superfície do material (GU, 2009; BRÍGIDA; ROSA, 2003).

A SEMACE (PORTARIA N.º 154/2002) e o CONAMA (PORTARIA 430/2011) estabelece valores para pH entre 5,0 e 9,0. A SEMACE

Tratamentos	pH	Condutividade (Us/cm ⁻¹)	Cor (Pt-Co)	DQO (mg.L ⁻¹)	Volume (ml)
T1	5,75	503,0	545,0	130,62	1300,0
T2	5,62	604,0	803,0	291,61	1000,0
T3	6,26	2480,0	1340,0	5686,57	1350,0
T4	6,85	943,0	2580,0	383,33	1830,0

Tabela 2- Resultados dos parâmetros físico-químicos efetuados nas “águas de lavagem” dos diversos tratamentos do bagaço.

(PORTARIA N.º 154/2002) estabelece valores para DQO abaixo de 200mg.L^{-1} para descarte de efluentes industriais. Seria então necessário ainda um tratamento para redução de DQO da “água de lavagem” proveniente do tratamento T4 para que o mesmo pudesse ser descartado em um corpo hídrico. Considerando-se apenas o pH ambos estariam enquadrados para descarte. Ao compararmos os tratamentos T1 e T4, considerando-se os parâmetros físico-químicos e as capacidades de adsorção (Tabelas 1 e 2 e Figura 1), foi possível notar que lavar o pó da casca de coco verde apenas com água pode ser vantajoso, pois utiliza-se menor volume de água na lavagem do material, menos cor é liberada assim como a DQO é menor. Além disso, não há diferença significativa na capacidade de adsorção dos dois tratamentos, indicando que o tratamento T1 é o mais adequado para o adsorvente, nesse estudo.

Raulino (2011) realizou estudo com o pó da casca do coco verde como adsorvente para remoção de metais tóxicos em coluna, realizando também teste de dessorção, a fim de avaliar a capacidade de reutilização do adsorvente, utilizando HNO_3 $0,5\text{ mol.L}^{-1}$ como eluente e constatou que quase todo o cobre foi dessorvido (98,54%), enquanto que apenas 50 % do níquel e zinco foram dessorvidos.

Sousa *et al* (2010), estudando a remoção de metais utilizando o pó da casca de coco verde tratado com NaOH $0,1\text{ mol.L}^{-1}$ verificou que o material adsorvente pode ser utilizado em mais um ciclo de adsorção, apesar de a partir do segundo ciclo ter sido observada a perda de eficiência na remoção dos metais.

A elevada eficiência de remoção dos metais tóxicos pelo pó da casca do coco verde mostra a potencialidade deste material. Ainda, por se tratar de um material em abundância e, devido suas características físicas como a de elevada porosidade, é perfeitamente viável efetuar o tratamento do efluente em colunas, ao invés dos processos em batelada sob agitação. Esta característica do tratamento torna-o bastante conveniente para a remoção dos metais em volumes elevados de efluente, num tempo relativamente curto. Como exemplo, pode-se tratar cerca de 1000L de um efluente similar ao utilizado neste trabalho empregando apenas 40Kg de adsorvente, com um custo muito reduzido, em um sistema de batelada. Se o sistema utili-

zado for o de coluna, chega-se a tratar cerca de 5000L deste mesmo efluente, segundo dados de Raulino (2011).

Evidenciada a elevada capacidade de adsorção apresentada pelo resíduo industrial (pó da casca do coco verde), surge uma importante questão: o que fazer com o adsorvente contendo os metais tóxicos? O processo mais comumente empregado é sua disposição em aterros industriais, o que, além de ser um procedimento oneroso, não elimina o problema. Além desta alternativa, existe a possibilidade de incineração controlada deste material, visando à obtenção de uma cinza rica em óxido de metais, passível de ser reutilizada pelas indústrias metalúrgicas em novos processos. Ou ainda como fonte de energia na queima desse material em caldeira (com condições controladas) na própria indústria.

Conclusões

Os resultados indicaram que os tratamentos físico-químicos T4 e T3 (tratados com NaOH e albumina, respectivamente) obtiveram melhores resultados na capacidades de adsorção para todos os metais estudados, porém suas “águas de lavagens” apresentaram características físico-químicas, parâmetro DQO, em maior desacordo com a legislação pertinente no estado do Ceará (PORTARIA DA SEMACE N.º 154/2002) em relação ao descarte dos mesmos, classificados como efluentes industriais.

Sendo assim é mais adequado lavar o pó da casca de coco verde apenas com água (T1), pois utiliza-se menor volume de água na lavagem do material, menos cor é liberada e o valor da DQO é menor, além disso, não há diferença significativa na capacidade de adsorção dos metais quando se utiliza o adsorvente submetido ao tratamento T1 em relação aos outros tratamentos.

Referências bibliográficas

Aguiar Palermo, M. R. M.; Novaes, A. C. Remoção de metais pesados de efluentes industriais por aluminossilicatos. *Química Nova*, v. 25, p. 1145-1154, 2002.

Asadi, F.; Shariatmadari, H.; Mirghaffari, N. Modification of rice hull and sawdust sorptive characteristics for remove heavy metals from synthetic solutions and wastewater. *Journal*

- of Hazardous Materials, v. 154, p. 451 – 458, 2007.
- Bailey, S. E.; Olin, T. J.; Bricka, R. M.; Adrian, D. A review of potentially lowcost sorbents for heavy metals. *Water Research*, v. 33, p. 2469-2479, 1998.
- Baird, C. *Química Ambiental*. Editora Bookman, Porto Alegre, 2002.
- Bandyopadhyay, A.; Biswas, M. N. Removal of hexavalent chromium by synergism modified adsorption. *Indian J. Environ. Pollut.*, v.18, N. 9, p. 662-671, 1998.
- BRÍGIDA, A. I. S.; ROSA, M. F. Determinação do Teor de Taninos na Casca de Coco Verde (*Cocos nucifera*). *Proc. Interamer. Soc. Trop. Hort.* v. 47, p. 25-27, 2003.
- Carrijo, O. A.; Liz, R. S.; Makishima, N. Fibra da casca do coco verde como substrato agrícola. *Horticultura Brasileira*, v. 20, N. 4, p. 533-535, 2002.
- CONSELHO NACIONAL DP MEIO AMBIENTE (CONAMA- PORTARIA 430/2011). <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646> – Acessado em 11 de outubro de 2012.
- COONEY, D.O. *Adsorption Design for Wastewater Treatment*, Lewis Publishers, London, England, UK, 1999.
- Filho, J. M. P.; Vieira, E. L.; Silva A. M. A.; Cezar, M. F.; Amorim, F. U. Efeito do Tratamento com Hidróxido de Sódio sobre a Fração Fibrosa, Digestibilidade e Tanino do Feno de Jurema-Preta (*Mimosa tenuiflora*. Wild). *Revista Brasileira Zootecnia*, v.32, n.1, p.70-76, 2003.
- Gu, H. Tensile behaviours of the coir fibre and related composites after NaOH treatment. *Materials and Design*, v. 30, p. 3931-3934, 2009.
- Gurgel, L. V. A. Mercerização e modificação química de celulose e bagaço de cana-de-açúcar com anidrido succínico e trietanolamina: Preparação de novos materiais quelantes para a adsorção de Pb (II), Cd (II), Cr (VI) e Cu (II). *Dissertação de Mestrado*, Universidade Federal de Ouro Preto, Brasil, 2007.
- Johnson, P. D.; Watson, M. A.; Brown, J.; Jefcoat, I. A. Peanut hull pellets as a single use sorbent for the capture of Cu(II) from wastewater. *Waste Management*, v.22, p. 471-480, 2002.
- Junior, O. K.; Gurgel, A. L. V.; Melo, J. C. P.; Botaro, V. R.; Sacramento, T. M. M.; Gil, R. P. F.; Frederic Gil, L. Adsorption of heavy metal ion from aqueous single metal solution by chemically modified sugarcane bagasse. *Bioresource Technology*, v. 98, p. 1291-1297, 2007.
- Kim, J W.; Sohn, M. H.; Kim, D. S.; Sohn, S. M.; Know, Y. S. Production of granular activated carbon from waste walnut shell and its adsorption characteristics for Cu²⁺ ion. *Journal Hazardous Materials*, B85, p. 301-315, 2001.
- MOURA, C.P., VIDAL, C.B., BARROS, A.L., COSTA, L.S., VASCONCELLOS, L.C.G., DIAS, F.S., NASCIMENTO, R.F. Adsorption of BTX (benzene, toluene, o-xylene, and p-xylene) from aqueous solutions by modified periodic mesoporous organosilica. *Journal of Colloid and Interface Science*. 363, p. 626-634, 2011.
- Nasernejad, B.; Zadeh, T. E.; Pour, B. B.; Bygi, M. E.; Zamani, A. Comparison for biosorption modeling of heavy metals (Cr (III), Cu (II), Zn (II)) adsorption from wastewater by carrot residues. *Process Biochemistry*, v. 40, p.1319-1322, 2005.
- Pino, G. A. H. *Biossorção de metais pesados utilizando pó da casca de coco verde (Cocos nucifera)*. *Dissertação de Mestrado*, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Brasil, 2005.
- Pollard, S. J. T.; Fowler, G. D.; Sollars. C. J.; Perry, R.. Low cost adsorbents for waste and wastewater treatment: a review. *Sci. Total Environ.*, v.116, p.31-52, 1992. Pós – graduação em Química, 2006. *Dissertação de Mestrado*, 73p.
- Rosa, M. F.; Abreu, F. A. P.; Furtado, A. A. L.; Brígido, A. K. L.; Norões, E. R. V. *Processo agroindustrial: obtenção de pó de casca de coco verde*. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, 4 p (Comunicado Técnico, 61), 2001.
- Rosa, M. F.; Figueiredo, M. C. B.; Mattos, A. L. A.; Bezerra, F. C.; Crisóstomo, L. A.; Araújo, A. M.; Abreu, F. A. P.; Veras, L. G. C.; Silva, J. T. *Resúmenes de la 50ª Reunión de la Sociedad Interamericana de Horticultura Tropical*, La Mercedes de Guácimo, Costa Rica, 2004.

RAULINO, G.S.C. Sistema piloto de adsorção de íons de metais em coluna (leito fixo) utilizando como adsorvente o pó da casca do coco verde. Dissertação de mestrado do curso de pós graduação em Engenharia Civil, aérea de concentração Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Ceará, 2011.

RUTHVEN, D.M., 1984. Principles of Adsorption & Adsorption Process. John Wiley & Sons, New York.

Salvador, G.; Laus R.; Fávere, V. T. Adsorção de cobre(II) pela casca de coco verde condicionada com solução de NaOH. XVII Encontro de Química da Região Sul (17SBQSul). Rio Grande do Sul, Brasil, 2009.

Singh, K. K.; Hasan, S. H.; Rastogi, R. J. Hazard. Removal of cadmium from wastewater using agricultural waste rice polish. Journal of hazardous materials A121, p.51-58, 2005.

SINGHAL, R.K.; MEHROTRA, A.K. Process for the treatment of effluents on the mining. In: 2ND International Conference on Environmental Issues and Management of Waste in Energy And Mineral Production, may 30 - june 2, 1992, Calgary Canada. Proceerf/ngs...Canada, 1991. p 1-12. solutions using sea nodule residue. Colloids and surfaces A, v. 237, p. 133-140, 2004.

SOUSA, F. W.; MOREIRA, S. A.; OLIVEIRA, A. G.; CAVALCANTE, R. M.; NASCIMENTO, R. F.; ROSA, M. F. Uso da casca de coco verde como adsorvente na remoção de metais tóxicos. Química Nova, v. 30, p. 1153 - 1157, 2007.

SOUSA, F. W.; OLIVEIRA, A. G.; RIBEIRO, J. P.; ROSA, F. M.; Keukeleire, D.; NASCIMENTO, R. F. Green coconut shells applied as adsorbent for removal of toxic metal ions using fixed-bed column technology. Journal of Environmental Management 91 pp. 1634-1640, 2010.

Sud, D.; Mahajan, G.; Kaur, M. P. Agricultural waste material as potential adsorbent for sequestering heavy metal ions from aqueous solutions - A review. Bioresource technology, v. 99, p. 6017 - 6027, 2008.

Superintendência Estadual do Meio Ambiente do Ceará (SEMACE - PORTARIA 154/2002). http://www.semace.ce.gov.br/biblioteca/legislacao/conteudo_legislacao.asp?cd=95 - Aces-

sado em 26 de março de 2010.

Tarley, C. R. T.; Arruda, M. A. Z. Adsorventes naturais: potencialidade e aplicações da esponja natural (*Luffa cylindrica*) na remoção de chumbo em efluente de laboratório. Analytica, v. 2, p. 25 - 31, 2003.

Volesky, B. Detoxification of metal-bearing effluents: biosorption for the next century. Hydrometallurgy, v. 59, p. 203-216, 2001.

SOBRE OS AUTORES

Maria do Socorro Pinheiro da Silva (1)

Química Industrial. Mestranda em Química pela Universidade Federal do Ceará -UFC

Giselle Santiago Cabral Raulino

Química Industrial. Doutoranda em Engenharia Civil na área de concentração em Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Ceará -UFC

Carla Bastos Vidal

Tecnóloga em processos Químicos. Doutoranda em Engenharia Civil na área de concentração em Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Ceará -UFC

Ari Clecius Alves de Lima

Engenheiro Químico. Doutorando em Engenharia Civil na área de concentração em Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Ceará -UFC

Ronaldo Ferreira do Nascimento

Doutor em Química pela USP. Professor adjunto da Universidade Federal do Ceará -UFC

(1)Endereço para correspondência: Av. Humberto Monte s/n , Bl. 939 - Campus do Pici - Fortaleza - Ceará - CEP: 60455-970 - Brasil - Tel: +55 (85) 3366-9042

Desinfecção emergencial de galeria pluvial pela aplicação de ácido peracético e sua influência na bacia do rio Brejatuba - Guaratuba - Paraná

Storm drain sewage disinfection by using peracetic acid and hydrogen peroxide, and its impact on Brejatuba basin - Guaratuba - Paraná state, southern brazil

Cleverson Vitorio Andreoli | Cedric Schmitt | Charles Carneiro
Fernanda Scuiattiato Mares de Souza | Franciane Pellizzari | Jonas Heitor Kondageski
Paulo Henrique Marques

Data de entrada: 11/10/2012 | Data de aprovação: 23/04/2013

Resumo

O monitoramento da balneabilidade no litoral paranaense tem evidenciado áreas impróprias para recreação de contato primário pela presença do micro-organismo indicador *Escherichia coli*. Uma das áreas impróprias consiste num trecho localizado na Praia Central de Guaratuba, onde desagua o rio Brejatuba, atualmente muito contaminado devido aos lançamentos irregulares de esgoto, pelas galerias de águas pluviais. Visando à minimização do impacto deste rio na balneabilidade executou-se esta pesquisa com o objetivo de avaliar a desinfecção pela aplicação de um agente oxidante, o ácido peracético. Concluiu-se que o desinfetante apresentou eficácia na redução do índice de *E. coli* na foz do rio Brejatuba, não tendo sido observadas alterações relevantes nos parâmetros físico-químicos monitorados. Assim, o tratamento do rio Brejatuba promoveu melhoria nas condições de balneabilidade, reduzindo a concentração do indicador de 10^3 NMP/100 mL para valores próximos a zero.

Palavras-chave: Balneabilidade; desinfecção; ácido peracético.

Abstract

The Paraná coastal area, specifically Central Beach, Guaratuba, has been demonstrated to be inappropriate for recreation purposes due to Escherichia coli high densities. This site receives effluents from Brejatuba river, a contaminated river where the sewage originated in the Brejatuba basin is inputted irregularly. This paper aims to evaluate the outfall Brejatuba river disinfection using peracetic acid, considered to be a strong disinfectant. The disinfectant was effectively in reducing Escherichia coli densities for the Brejatuba river; no important change on physical - chemical parameters related on water quality was detected; as a final result we observed that the Escherichia coli density on the Central Beach was strongly reduced.

Key-words: Bathing water beach; disinfection; peracetic acid.

Introdução

O monitoramento da balneabilidade no litoral paranaense, segundo a Resolução CONAMA 274/2000 (Brasil, 2000), tem evidenciado áreas impróprias para recreação de contato primário devido à presença do micro-organismo indicador *Escherichia coli*. Atribui-se a contaminação das praias ao lançamento irregular de efluentes domésticos em galerias de águas pluviais, canais e rios, os quais deságuam diretamente nas praias.

Um dos pontos que apresenta problemas com relação à balneabilidade consiste na Praia Central, no município de Guaratuba, estado do Paraná. Esta praia, uma das mais freqüentadas por veranistas em Guaratuba, recebe a contribuição do rio Brejatuba, o qual freqüentemente apresenta elevadas concentrações de *E. coli*, o que acaba por tornar a praia imprópria para banho. A bacia hidrográfica deste rio, com área de 80 ha, contempla 1.620 ligações de água, possuindo somente 96 economias não atendidas por ligações de esgoto, o que indica que apenas 6% são potenciais poluidores do rio Brejatuba. Ainda assim, as economias que se ligaram a rede, mas não desativaram as fossas sépticas continuam contribuindo com seu efluente diretamente pela rede pluvial ou pelo lençol freático, que nesta região encontra-se em um nível relativamente alto. Assim, as intervenções de saneamento (como implantação e manutenção de rede coletora de esgoto) terão falsa eficácia e/ou somente possíveis de ser avaliadas em longo prazo.

Visando a minimização da exposição humana aos patógenos de veiculação hídrica, avaliou-se o tratamento de desinfecção das águas residuárias contaminadas. Um sistema ideal de desinfecção deve garantir uma inativação máxima de micro-organismos patógenos, a exemplo do indicador bacteriano *Escherichia coli*, ou atender aos limites de qualidade relacionados ao uso pretendido. Relevam-se também a não geração de subprodutos indesejáveis e tóxicos aos seres humanos ou à biota aquática, além de apresentar viabilidade econômica (USEPA, 1999a). Caso o residual apresente esta característica de toxicidade, ele deverá ser removido.

Nos últimos anos, o ácido peracético (PAA) tem sido usado como um desinfetante alternativo aos produtos clorados. O produto "ácido peracético" é comercializado como solução estabilizada composta por peróxido de hidrogênio, ácido acético e ácido peracético, em concentrações variadas.

É reconhecido há alguns anos como agente bactericida, fungicida e esporicida de alta eficiência em diversos setores: hospitais, equipamentos de laboratórios médicos, agricultura, desinfecção de efluentes urbanos, dentre outros. Em estações de tratamento de esgoto tem sido utilizado para reduzir o número de micro-organismos fecais (tanto de origem humana quanto de origem animal), visando reuso ou adequação aos parâmetros de lançamento em países como Itália, Reino Unido, Estados Unidos e França. De acordo com KOIVUNEN e HEINONEN-TANSKI (2005), na Itália várias estações de tratamento de esgoto já utilizam ácido peracético em larga escala. A desinfecção com esse agente torna-se competitiva para efluentes secundários e terciários se os limites microbiológicos para coliformes totais e fecais forem 100 a 1000 UFC/100 mL. Em efluentes terciários, valores <10 a 100 UFC/100 mL também podem ser alcançados.

De acordo com DANIEL (2001), o ácido peracético - cujos produtos resultantes da decomposição são peróxido de hidrogênio, oxigênio e ácido acético - demonstra ser altamente competitivo em relação ao cloro ou ozônio. Este ácido é um forte desinfetante com amplo espectro de atividade antimicrobiana sendo utilizado em diversas indústrias, incluindo a de processamento de alimentos, bebidas, medicamentos, fármacos, têxtil, e de papel. Devido às suas propriedades bactericidas, virucidas, fungicidas e esporicidas, seu uso como desinfetante de efluente doméstico recebe cada vez mais atenção, conforme revisão bibliográfica de SOUZA & DANIEL (2005). Outras vantagens do ácido peracético como desinfetante de efluentes são: facilidade de implementação de tratamento (sem a necessidade de elevado investimento), alta solubilidade, largo espectro de atividade mesmo na presença de matéria orgânica heterogênea, ausência de residual ou subprodutos tóxicos e/ou mutagênicos, abatimento de residual desnecessário, baixa dependência do pH e curto tempo de contato (KITIS, 2004).

Conforme constatado por VESCHETTI et al. (2003), o efeito biocida contra coliformes totais e fecais do ácido peracético foi similar ao hipoclorito de sódio. Entretanto, nas amostras de esgoto tratado com ácido peracético não ocorreu variação significativa no teor de compostos orgânicos halogenados, enquanto que na desinfecção com hipoclorito o incremento foi proporcional à dose aplicada. Segundo BAILEY (2011), o ácido

peracético é uma escolha interessante quando o estudo envolve a mistura do mesmo em água do mar, uma vez que a degradação resulta em subprodutos não tóxicos neste meio.

Os resultados do ensaio de desinfecção com ácido peracético realizado por SOUZA & DANIEL (2005) sugere efetiva inativação dos micro-organismos *E. coli*, colifagos e *C. perfringes*, mesmo na presença de elevada concentração de matéria orgânica. Para 5,0 mg/L de ácido peracético e 15 minutos de contato, há inativação de *E. coli* maior que 1×10^6 . Ainda segundo DANIEL (2001), o ácido peracético apresenta baixa toxicidade, contudo pode ser extremamente irritante à pele, aos olhos e ao trato respiratório se a concentração for elevada. O contato da pele ou dos olhos com a solução de ácido peracético a 40% pode causar queimaduras. Não há registros na literatura de que o ácido peracético seja cancerígeno ou apresente toxicidade na reprodução e no desenvolvimento humano. Porém, há evidências de que esse composto seja cancerígeno fraco a ratos.

Segundo ECETOC (2001), apenas soluções de ácido peracético com concentração maior ou igual a 3.500 mg/L apresentam efeito irritante à derme. Assim, a Agência de Proteção Ambiental Norte-Americana (USEPA, 1999b) já apresenta o ácido peracético como alternativa no tratamento de vazão excedente à capacidade das estações de tratamento de águas residuárias, ou rede coletora única de águas pluviais e esgoto sanitário. Gasi et al. (1995) apud DANIEL (2001), constataram que a concentração de oxigênio dissolvido (OD) num efluente tratado com este produto manteve-se acima da concentração de saturação, devido à decomposição do ácido peracético em peróxido de hidrogênio (H_2O_2), e deste em oxigênio e água.

Apresentados os problemas de balneabilidade na Praia Central de Guaratuba /PR, bem como o potencial de desinfecção do ácido peracético, o presente estudo visa avaliar a redução da concentração de *E. coli* na foz do rio Brejatuba (o qual deságua na Praia Central de Guaratuba-PR) devido a descontaminação microbiológica da galeria pluvial afluyente a este rio, a qual recebe contribuição irregular de esgoto sanitário. Esta descontaminação da galeria pluvial, por sua vez, ocorre por meio da aplicação do desinfetante ácido peracético.

É válido ressaltar que esta proposta de desinfecção da galeria pluvial afluyente ao rio Breja-

tuba consiste numa solução emergencial, e não definitiva, para equacionar o problema da balneabilidade na Praia Central de Guaratuba/PR, uma vez que uma solução sustentável e definitiva envolverá, obrigatoriamente, o saneamento ambiental na bacia do Brejatuba.

Objetivo Geral

Este estudo visa a avaliar a redução da concentração do micro-organismo *Escherichia coli* na foz do rio Brejatuba, município de Guaratuba/PR, após a aplicação de ácido peracético em uma galeria de água pluvial afluyente a este rio, e mensurar os impactos físicos, químicos e biológicos na qualidade da água.

Metodologia

O rio Brejatuba está localizado na cidade litorânea de Guaratuba, Estado do Paraná, e apresenta sua foz na ponta esquerda da Praia Central, próximo ao Morro do Cristo (Figura 1 e 2). A água deste rio, contaminada por esgoto doméstico, ao se juntar à água da praia eventualmente introduz micro-organismos patogênicos, dos quais a *E. coli* é um indicador, pondo em risco a saúde dos banhistas que se utilizam da Praia Central.



Figura 1- Foto ilustrativa da foz do rio Brejatuba

Desta forma, por meio desta pesquisa objetivou-se reduzir a concentração de *E. coli* na foz do rio Brejatuba, pela aplicação do desinfetante ácido peracético numa galeria de água pluvial, irregularmente contaminada com esgoto, e que desemboca no rio Brejatuba. Esta aplicação foi realizada diretamente no ponto da galeria de água pluvial que corresponde ao cruzamento das ruas Londrina e Marechal Deodoro, conforme



Figura 2- Detalhe do Ponto de Aplicação do desinfetante, da foz do rio Brejatuba, e dos pontos monitorados.

descrito na Figura 2, próximo ao terreno da estação elevatória de esgoto da Companhia de Saneamento do Paraná, o qual serviu de base para o sistema de aplicação.

Importa destacar que a Prefeitura do Município de Guaratuba concedeu anuência para a realização da pesquisa, seguida pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP), que concedeu autorização ambiental para a pesquisa de desinfecção por meio da aplicação de ácido peracético na bacia do rio Brejatuba.

Estrutura logística e equipamentos de dosagem do ácido peracético

O controle operacional da aplicação e do sistema como um todo foi realizado diariamente, monitorando-se os teores residuais de ácido peracético e peróxido de hidrogênio ao longo do corpo hídrico nos pontos de amostragem supracitados na Figura 2.

A dosagem do desinfetante peroxidado, que apresenta uma concentração de 15% de ácido peracético, foi realizada através de bombas dosadoras tipo peristáltica em modo contínuo, instaladas em um *box container* (Figura 3) localizado no terreno da Estação Elevatória de esgoto, conforme apresentado na Figura 2, o qual serviu como base para o sistema de dosagem. O

produto foi conduzido através de tubulação subterrânea até o ponto mais próximo da galeria pluvial (Figura 2).

As dosagens de ácido peracético situaram-se entre 3 e 22 mg/L; porém, elas não estavam relacionadas à vazão que ocorria no momento da aplicação, sendo as mesmas ajustadas apenas em função do consumo de produto ao longo do corpo hídrico em estudo, conforme será apresentado na seqüência. Cabe ressaltar que as concentrações de desinfetante contempladas neste estudo basearam-se em ensaios de inativação realizados previamente em escala de bancada, com amostra coletada na foz do rio Brejatuba.

A aplicação do ácido peracético foi realizada em duas diferentes etapas, nas quais houve períodos de pico de veranistas na praia de Guaratuba:

Etapa 1: Representado por um período de 11 dias - de 01/09/2009 a 11/09/2009 - o qual compreende o feriado de 7 de Setembro;

Período 2: Representado por um período de 6 dias - de 09/10/2009 a 14/10/2009 - o qual compreende o feriado de 12 de Outubro.

Nestas 2 etapas de testes a aplicação do desinfetante foi realizada de forma contínua, com dosagem variável de acordo com o residual de desinfecção medido ao longo do rio. Assim, caso se verificasse elevada concentração de residual



Figura 3- Estrutura, instalações e equipamentos de dosagem de ácido peracético

de desinfecção ao longo do rio, reduzia-se a dosagem de desinfetante no ponto de aplicação. Do contrário, a aplicação era majorada no ponto de aplicação quando não se verificava residual ao longo do rio, pois neste caso entendia-se que o desinfetante foi todo consumido antes de atingir a Praia Central.

Monitoramento das variáveis bióticas e abióticas

No decorrer das etapas de teste, foram realizadas análises das variáveis bióticas e abióticas na foz do rio Brejatuba (ponto 3), a fim de se avaliar o desempenho do ácido peracético com relação à desinfecção da água que chega à Praia Central de Guaratuba. Além disso, as mesmas variáveis foram analisadas na água da galeria pluvial que recebeu a dosagem de desinfetante (ponto 1), à montante do ponto de aplicação, bem como no rio Brejatuba, à jusante da aplicação e a montante da foz (ponto 2). A Figura 2 apresenta a localização e a identificação dos pontos de amostragem utilizados no monitoramento analítico.

Ensaio de inativação realizados previamente, em escala de bancada, com amostra coletada na própria foz do rio Brejatuba, indicaram dosagens ótimas de ácido peracético que se situaram na faixa 3 a 22 mg/L. A vazão na foz do rio Brejatuba foi medida por meio de molinete de hélice no dia 25/08/2009, anteriormente ao início dos testes referentes à primeira etapa. O valor obtido nesta medição foi igual a 51 L/s. Assim, com os dados da faixa de dosagem ótima obteve-se quantidade inicial de ácido peracético a ser aplicada para a vazão inicial de 51 L/s: entre 0,5 kg/h a 4,0 kg/h.

Destaca-se que, devido a dificuldades técnicas e financeiras, a vazão no rio não foi monitorada continuamente durante as 2 etapas de testes, assim, apesar da vazão inicialmente estimada na foz (51 L/s) ter variado temporalmente devido a fatores como precipitação e aumento popula-

cional no período de feriado, a série de vazão durante o período de aplicação não era conhecida. Portanto, a quantidade de desinfetante lançada na galeria pluvial não pôde ser atrelada à vazão na foz do rio.

Uma alternativa a esta dificuldade consistiu em atrelar a quantidade de desinfetante a ser aplicado na galeria pluvial ao residual de desinfecção (constituído por ácido peracético e, eventualmente, peróxido de hidrogênio, um subproduto do primeiro), o qual foi monitorado ao longo do rio Brejatuba, nos pontos 2 e 3. Por exemplo, caso o residual de desinfetante monitorado em alguns dos pontos a jusante da aplicação fosse igual a zero, concluíam-se que todo o desinfetante foi consumido até chegar ao respectivo ponto, portanto, a quantidade de ácido peracético lançada na galeria deveria ser elevada até que a foz do rio Brejatuba apresentasse uma quantidade residual de desinfetante (em torno de 5 mg/L). Por outro lado, quando a quantidade de residual monitorada na foz estava elevada (maior do que 10 mg/L), a quantidade de desinfetante aplicado era reduzida.

A aplicação de ácido peracético foi controlada desta forma, baseada no residual nos pontos 2 e 3 (foz). O monitoramento do residual e, eventualmente, o ajuste na dosagem do desinfetante, realizava-se em média 2 vezes ao dia, principalmente quando se observava descontinuidade clara na vazão, como períodos chuvosos.

Para o monitoramento dos residuais de desinfecção foram utilizadas metodologia Merck, por fitas colorimétricas Merckoquant® e fitas Reflectoquant® analisadas em equipamento RQFlex Plus. Respectivamente, as faixas de quantificação dos métodos são 5 a 50 mg/L e 1,0 a 22,5 mg/L.

Quanto às análises microbiológicas, avaliou-se o micro-organismo indicador de balneabilidade *Escherichia coli*, conforme preconizado na Re-

solução CONAMA 274/2000 (Brasil, 2000). A metodologia aplicada foi Enzima Substrato em cartelas, com reagente colilert® e procedimento IDEXX/Quanti-tray®. A instituição responsável pela execução analítica foi a Faculdade Estadual de Filosofia, Ciências e Letras de Paranaguá (FA-FIPAR), sendo o trabalho realizado pelo Laboratório de Qualidade de Água do Mar (Laquamar).

Dentre as variáveis físico-químicas, foram selecionadas temperatura da água, pH, condutividade elétrica, material particulado em suspensão, turbidez, oxigênio dissolvido. A quantificação destas variáveis foi realizada nos 3 pontos principais ao logo do rio Brejatuba (apresentados na Figura 2), além de 3 pontos intermediários, localizados entre os pontos principais. Os pontos intermediários não estão indicados na Figura 2 pelo fato de não representarem o foco do trabalho, servindo apenas como apoio para a interpretação das variáveis físico-químicas. A coleta de amostras ocorreu apenas na Etapa 1, com frequência diária, durante 11 dias consecutivos.

A quantificação das variáveis microbiológicas foi realizada nos pontos apresentados na Figura 2, em frequência diária, ao longo de 13 dias consecutivos na Etapa 1 (01/09/2009 a 13/09/2009) e 8 dias consecutivos na Etapa 2 (09/10/2009 a 16/10/2009). Observa-se que o período de

monitoramento microbiológico se estendeu 2 dias além do período de aplicação, com o objetivo de avaliar o retorno do sistema às condições normais depois de cessada a aplicação do desinfetante.

Para a avaliação ecotoxicológica, utilizou-se a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* como micro-organismo indicador, em procedimento realizado pelo laboratório de ecotoxicologia do Instituto Ambiental do Paraná. A avaliação abordada neste parâmetro tem como princípio a determinação de toxicidade aguda através da inibição da luminescência, segundo a NBR 15411.3 (2006). As análises foram executadas em amostras coletadas nos dias 01/09/2009, pré-aplicação do agente desinfetante, e 09/09/2009, durante o período de aplicação do produto, referente à Etapa 1.

Resultados e discussões

Análises Microbiológicas – Etapa 1

A Tabela 1 apresenta as concentrações de *E. coli* monitoradas diariamente durante o intervalo de 13 dias referente à primeira etapa de teste, a qual abrange o feriado de 7 de Setembro. Os resultados são apresentados para o Ponto 1, localizado na galeria pluvial, a montante do ponto de apli-

Data de Coleta	Precipitação (mm)	Período	Concentração de <i>E. Coli</i> (NMP/100 mL)		
			Ponto de Amostragem		
			1	2	3
01/09/2009 - terça-feira	0,0	Pré-aplicação	377	243	345
02/09/2009 - quarta-feira	0,0		327	723	908
03/09/2009 - quinta-feira	18,4	Durante Aplicação	83	1	86
04/09/2009 - sexta-feira	0,0		1616	20	389
05/09/2009 - sábado	0,2		882	1222	8664
06/09/2009 - domingo	7,2		24200*	17330*	24200*
07/09/2009 - segunda-feira	2,2		1314	591	2909
08/09/2009 - terça-feira	37,0		24196	259	10462
09/09/2009 - quarta-feira	53,3		17329	122	1823
10/09/2009 - quinta-feira	6,9		2064	10	131
11/09/2009 - sexta-feira	7,5		3436	135	773
12/09/2009 - sábado	0,7	Pós-aplicação	2064	2382	5172
13/09/2009 - domingo	1,4		1072	2851	1904

* Neste dia não houve aplicação do desinfetante devido a problemas técnicos com a bomba dosadora.

Tabela 1- Resultados analíticos referentes ao monitoramento microbiológico de *E. coli* – Etapa 1.

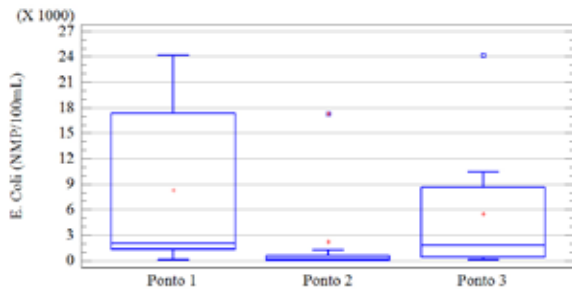


Figura 4- "Box Plot" das concentrações de *E. coli* nos Pontos 1 (na galeria pluvial, à montante do ponto de aplicação do ácido peracético), 2 (no rio Brejatuba, à jusante da confluência com a galeria pluvial) e 3 (na foz do rio Brejatuba), para o período "Durante aplicação do desinfetante" - Etapa 1- com dosagem de 5 mg/L

cação do desinfetante; Ponto 2, localizado no rio Brejatuba, a jusante da confluência com a galeria pluvial; Ponto 3, na foz do rio Brejatuba (conforme apresentado na Figura 2).

Conclusões

Os resultados indicaram que os tratamentos físico-químicos T4 e T3 (tratados com NaOH e albumina, respectivamente) obtiveram melhores resultados na capacidades de adsorção para todos os metais estudados, porém suas "águas de lavagens" apresentaram características físico-químicas, parâmetro DQO, em maior desacordo com a legislação pertinente no estado do Ceará (PORTARIA DA SEMACE N.º 154/2002) em relação ao descarte dos mesmos, classificados como efluentes industriais.

Sendo assim é mais adequado lavar o pó da casca de coco verde apenas com água (T1), pois utiliza-se menor volume de água na lavagem do material, menos cor é liberada e o valor da DQO é menor, além disso, não há diferença significativa na capacidade de adsorção dos metais quando se utiliza o adsorvente submetido ao tratamento T1 em relação aos outros tratamentos.

Com base nos resultados verificados ao longo da aplicação realizada na Etapa 1 (Tabela 1), observa-se um incremento nos índices de *E. coli* para o Ponto 1 (a montante da aplicação) durante o final de semana (sábado e domingo) e feriado propriamente dito, quando comparados ao período pré-aplicação. Atribuiu-se esta elevação da contaminação microbiológica ao efeito combinado de 2 fatores, a saber: aumento da densidade populacional no período do feriado (entre

os dias 04/09/2011 e 09/09/2011) devido à chegada de grande número de turistas, mais do que dobrando a população local, o que, por sua vez, eleva a carga de esgoto doméstico lançada na galeria; elevação, neste período, do volume precipitado na bacia, o que aumenta, num primeiro momento, a contribuição de carga difusa de poluente para o sistema hídrico.

Focando apenas no período "Durante aplicação do desinfetante" (Tabela 1), calculou-se que as medianas das concentrações de *E. coli* nos Pontos 1, 2 e 3 foram, respectivamente, 2.034, 135 e 1.823 NMP/100 mL, conforme apresentado na Figura 4.

Aplicando o teste de hipótese não paramétrico de Wilcoxon pode-se afirmar, com um nível de significância de 5%, que houve redução na mediana da concentração de *E. coli* entre o ponto 1 e o ponto 2. Além disso, observa-se que esta redução foi de aproximadamente 90% entre estes pontos.

Por outro lado, ao comparar o ponto 2 com a foz do rio Brejatuba (Ponto 3), percebe-se que a concentração de *E. coli* aumentou, fato corrobo-

Data de Coleta	Dosagem de ácido peracético (mg/L)*	Residual de ácido peracético (mg/L)**	
		Ponto de Amostragem	
		2	3
03/09/2009 - quinta-feira	5	4,8	<1
04/09/2009 - sexta-feira	5	<1	<1
05/09/2009 - sábado	5	2,2	<1
06/09/2009 - domingo	-(***)	<1	<1
07/09/2009 - segunda-feira	5	<1	<1
08/09/2009 - terça-feira	5	1,9	<1
09/09/2009 - quarta-feira	11	<1	<1
10/09/2009 - quinta-feira	11	1,8	1,5
11/09/2009 - sexta-feira	11	<1	<1

*A dosagem de ácido peracético apresentada na tabela refere-se à vazão de 51 L/s (medida no início da pesquisa), a qual não era, necessariamente, igual à vazão efetivamente existente no momento da aplicação do desinfetante.

** Limite de detecção de 1 mg/L

*** Neste dia não houve aplicação do desinfetante devido a problemas técnicos com a bomba dosadora.

Tabela 2- Resultados analíticos referentes aos residuais de ácido peracético - Etapa 1

rado pelo teste de hipótese não paramétrico de Wilcoxon, com um nível de significância de 5%.

A Tabela 2 apresenta os resultados das análises referentes aos residuais de desinfecção com ácido peracético para a Etapa 1.

Por meio da análise das tabelas 1 e 2 e Figura 4 pode-se concluir que a aplicação de ácido peracético foi determinante para reduzir a concentração de *E. coli*, fato confirmado pela redução do valor do parâmetro entre o ponto 1 (à montante da aplicação) e ponto 2 (à jusante da aplicação). Porém, o efeito de inativação do micro-organismo indicador ficou limitado espacialmente até o ponto 2, uma vez que na foz (ponto 3) observou-se novamente a elevação do indicador. Conforme dados presentes na Tabela 2, sugere-se que a ausência de residual de desinfetante no ponto 3 tenha permitido a sobrevivência dos micro-organismos; ou seja, até o ponto 2 o desinfetante desempenhou a função de reduzir a concentração de *E. coli* sendo, para tal, praticamente consumido em sua totalidade. Porém, após este ponto, a quantidade de desinfetante que ainda restou no rio não foi suficiente para manter o efeito de eliminação dos micro-organismos que foram sendo aportados ao longo do rio, entre os pontos 2 e 3. Este fato pode ser confirmado ao se observar que, conforme apresentado na Tabela 2, na foz do rio Brejatuba o desinfetante já havia sido completamente consumido (residual abaixo do limite de detecção em quase todos os dias amostrados).

Tal constatação sugere que a dosagem de ácido peracético na galeria pluvial afluente ao rio Brejatuba não foi suficiente para manter o efeito de

desinfecção até o ponto 3. Ou seja, não foi possível verificar melhoria da qualidade da água na foz do rio Brejatuba.

Analisando as Tabelas 1 e 2, observa-se que no dia 6 não houve dosagem do agente desinfetante, o que resultou, obviamente, em ausência de residual de desinfecção, além de elevada concentração de *E. coli* nos pontos 2 e 3. Por outro lado, no dia 10 aplicou-se dosagem de 11 mg/L de ácido peracético; esta dosagem foi alta o suficiente para que houvesse desinfetante ao longo de todo o rio (residual de ácido peracético igual a 1,5 mg/L no ponto 3) e, desta forma, pudesse agir na inativação dos micro-organismos, reduzindo, neste dia, a contagem de *E. coli* na foz do Brejatuba. Esta constatação corrobora a importância da dosagem de desinfetante no atendimento do objetivo de redução do valor do parâmetro microbiológico na foz do rio Brejatuba.

Assim, para a primeira etapa de testes pode-se afirmar que a aplicação do desinfetante foi efetiva na redução da concentração de *E. coli* entre os pontos 1 e 2, porém, este efeito não foi observado no ponto 3, a foz do rio Brejatuba, onde efetivamente objetivou-se reduzir a contagem de micro-organismo indicador *E. coli*.

Análises Microbiológicas – Etapa 2

Considerando os resultados obtidos durante a primeira etapa de testes, foram sugeridas duas possibilidades para adequação na aplicação do desinfetante, visando à redução microbiana na foz do rio Brejatuba. Primeiramente, a possibilidade de aumentar a dosagem de produto a fim de

Data de Coleta	Precipitação (mm)	Período	Concentração de <i>E. Coli</i> (NMP/100 mL)		
			Ponto de Amostragem		
			1	2	3
09/10/2009 - sexta-feira	0	Durante Aplicação	393	10	1
10/10/2009 - sábado	0,2		218*	2419*	1842*
11/10/2009 - domingo	0,2		1439	1	1
12/10/2009 - segunda-feira	8,6		2419	1	1
13/10/2009 - terça-feira	0		389	1	2
14/10/2009 - quarta-feira	0		2143	1	7
15/10/2009 - quinta-feira	22,3	Pós-aplicação	19863	24196	24196
16/10/2009 - sexta-feira	15		5475	12997	15531

*Bomba Dosadora fora de operação

Tabela 3- Resultados analíticos referentes ao monitoramento microbiológico de *E. coli* – Etapa 2

se garantir o efeito até o último ponto de coleta (ponto 3), ou reduzir a distância entre o ponto de aplicação e o ponto 3. Por motivos operacionais, de segurança e técnicos, consensuou-se a favor de um aumento na dosagem de desinfetante.

A Tabela 3 apresenta as concentrações de *E. coli* monitoradas diariamente durante o intervalo de 8 dias referentes à segunda etapa de teste, a qual abrange o feriado de 12 de Outubro. Os resultados são apresentados para o ponto 1, localizado na galeria pluvial, a montante do ponto de aplicação do desinfetante; ponto 2, localizado no rio Brejatuba, a jusante da confluência com a galeria pluvial; ponto 3, na foz do rio Brejatuba.

No dia 10/10/2009 ocorreu uma parada inesperada da bomba dosadora, motivo pelo qual nota-se um aumento nos valores de *E. coli* nos pontos 2 e 3 em comparação com as outras datas nas quais houve aplicação de ácido peracético.

Focando apenas no período “Durante aplicação do desinfetante” (Tabela 3), calculou-se a mediana das concentrações de *E. coli*, a qual foi igual a 916 NMP/100 mL no ponto 1, e próxima de 0 nos pontos 2 e 3, conforme apresentado na Figura 5.

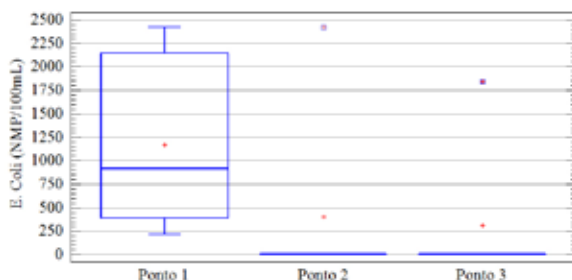


Figura 5- “Box Plot” das concentrações de *E. coli* nos Pontos 1 (na galeria pluvial, à montante do ponto de aplicação do ácido peracético), 2 (no rio Brejatuba, à jusante da confluência com a galeria pluvial) e 3 (na foz do rio Brejatuba), para o período “Durante aplicação do desinfetante” – Etapa 2

Aplicando o teste de hipótese não paramétrico de Mann-Whitney-Wilcoxon pode-se afirmar, com um nível de significância de 5%, que houve redução na mediana da concentração de *E. coli* entre o ponto 1 e o ponto 3. Além disso, observa-se que para a maioria das amostras, esta concentração se aproximou de zero na foz do rio Brejatuba.

Durante a segunda etapa de testes, realizada durante o feriado de 12 de Outubro, não houve avaliação do sistema previamente a aplicação do desinfetante, uma vez que as contagens são relativamente baixas quando a densidade populacional refere-se somente aos habitantes nativos da cidade.

Quanto aos valores residuais de ácido peracético, pode-se observar que, ao longo do dia, dosagens constantes do agente desinfetante implicam em diferentes valores residuais. Avaliando os resultados apresentados na Tabela 4, estima-se um residual aproximado de 3 mg/L no ponto 3 quando a dosagem situa-se em 11 mg/L; e aproximadamente 5 mg/L quando a dosagem é mantida em 22 mg/L. Conforme KOIVUNEN e HEINONEN-TANSKI (2005), o baixo consumo de ácido peracético ocorre em matrizes aquosas de alta qualidade (valores reduzidos de DQO, SS e turbidez). Ou seja, a presença de elevada concentração de sólidos suspensos e DQO no efluente pode incrementar significativamente o consumo de ácido peracético, e reduzir a eficiência da desinfecção. Nesse contexto, sugere-se que seja necessário um intervalo de tempo inicial para aclimação do ecossistema com a ação do produto em dose elevada, no qual haverá uma leve tendência ao maior consumo e suposta oxidação da matéria orgânica acumulada, e no decorrer um retorno à estabilidade. Depois de atingido este equilíbrio, a dosagem aplicada deve ser suficiente para oxidar a matéria orgânica que é lançada continuamente no rio, bem como para inativar os micro-organismos patogênicos.

Desta forma, torna-se relevante mencionar os principais fatores interferentes no mecanismo de ação do ácido peracético e, conseqüentemente, no consumo deste agente desinfetante. Entre eles situam-se o tempo de contato, homogeneização, concentração do agente, temperatura, organismos-alvo e a natureza da matriz de aplicação (matéria carbonácea, metais, pH, sólidos suspensos, série nitrogenada) (METCALF & EDDY, 2003).

Com base nos resultados microbiológicos verificados nesta 2ª. etapa de teste, apresentados na Tabela 3, e as dosagens apresentadas na Tabela 4, pode-se concluir que a maior dosagem do agente desinfetante implicou diretamente na redução dos índices de *E. coli* nos pontos 2 e 3 com relação ao ponto 1. Ou seja, nesta etapa, atingiu-se o objetivo de reduzir a concentração de *E. coli* na foz do rio Brejatuba. A ausência de chuvas in-

Data de Coleta	Dosagem de ácido peracético (mg/L)*	Residual de ácido peracético (mg/L)	
		Ponto de Amostragem	
		2	3
09/10/2009 - sexta-feira - 10:00	3	5,1	2,8
10/10/2009 - sábado - 10:00	0**	<1,0	<1,0
10/10/2009 - sábado - 15:00	22	21,3	5,1
11/10/2009 - domingo - 10:00	22	21,4	5,6
11/10/2009 - domingo - 16:30	22	21,7	7,7
11/10/2009 - domingo - 22:30	11	na	5,2
12/10/2009 - segunda-feira - 10:00	11	4,5	4,9
12/10/2009 - segunda-feira - 12:00	11	9,3	5
12/10/2009 - segunda-feira - 18:30	11	na	2,3
12/10/2009 - segunda-feira - 22:30	11	na	<1,0
13/10/2009 - terça-feira - 10:00	20	na	5
13/10/2009 - terça-feira - 15:00	20	na	2,9
13/10/2009 - terça-feira - 18:00	11	na	<1,0
13/10/2009 - terça-feira - 22:00	11	na	<1,0
14/10/2009 - quarta-feira - 10:00	20	21	2,3

*A dosagem de ácido peracético apresentada na tabela refere-se à vazão de 51 L/s (medida no início da pesquisa), a qual não era, necessariamente, igual à vazão efetivamente existente no momento da aplicação do desinfetante

** Bomba Dosadora fora de operação

na: dado não analisado

Tabela 4- Resultados analíticos referentes aos residuais de ácido peracético
- Etapa 1

tensas durante esta etapa do teste possibilitou a eliminação da variável pluviosidade.

Destaca-se que, apesar da verificação da redução de *E. coli* na foz do rio Brejatuba, deve haver um monitoramento eficaz no trecho de praia adjacente ao rio, com o objetivo de verificar o atendimento aos padrões de balneabilidade, mitigando, desta forma, os riscos associados à balneabilidade.

Ensaio de Ecotoxicidade

O controle dos impactos ecotoxicológicos para avaliação da toxicidade aguda foi realizado pelo laboratório do Instituto Ambiental do Paraná (IAP) com a bactéria *Vibrio fischeri*. Os resultados demonstram a ausência de variação entre os dados obtidos antes e depois da aplicação do agente desinfetante. A dosagem de ácido peracético estimada situou-se próxima a 10 mg/L. Na Tabela 5 estão apresentados os valores obtidos.

Destaca-se que no dia 09/09/2009, quando foi coletada amostra para o teste de toxicidade, o residual de desinfecção no ponto coletado es-

tava menor do que 1; este pode ter sido um dos motivos da ausência de toxicidade aguda, ou seja, não havia desinfetante suficiente para propiciar toxicidade à *Vibrio fischeri*. Desta forma, os resultados não são conclusivos quanto à toxicidade

PARÂMETRO	AMOSTRA	01/09/09 (pré-aplicação)	09/09/09 (durante aplicação)
Toxicidade Aguda para a bactéria <i>Vibrio fischeri</i>	Ponto 1 (montante aplicação)	1	1
	Ponto 4 (foz)	1	1

FT_{bl} - Fator de Toxicidade: menor diluição da amostra na qual não se observa efeito tóxico nos organismos teste. Quanto maior o FT_{bl} , maior a toxicidade da amostra.

$FT_{bl} = 1$ - a amostra não apresenta toxicidade aguda.

$FT_{bl} > 1$ - a amostra apresenta toxicidade aguda.

Tabela 5- Resultados referentes à toxicidade aguda para *Vibrio fischeri*

aguda, sendo recomendada a realização de pesquisas específicas para se avaliar a toxicidade do ácido peracético através deste indicador. Porém, como esta avaliação não consistiu no foco do trabalho, não há prejuízo para as conclusões desta pesquisa.

Análises Físico-Químicas – Etapa 1

Para a interpretação dos resultados das análises físico-químicas procura-se considerar a bacia como um todo, buscando enfatizar as possíveis alterações e riscos ecológicos, mesmo se tratando de um ecossistema urbano, extremamente alterado e eutrofizado.

A) Variáveis não afetadas pelo experimento

Não foram encontradas alterações estatisticamente significativas nas variáveis pH, condutividade elétrica, turbidez e sólidos em suspensão durante todo o processo, antes e depois da aplicação do desinfetante.

B) Concentração de Oxigênio Dissolvido

O Oxigênio Dissolvido representou a variável que demonstrou maior alteração nos pontos a jusante da aplicação do produto, especialmente nos dias sem chuva. Em algumas amostras o Oxigênio Dissolvido excedeu o limite de saturação da água (efeito de supersaturação). Entretanto, no ponto 3 (foz) a concentração de oxigênio esteve estabilizada. A Figura 6 demonstra claramente o aumento de OD a jusante da aplicação do produto e gradiente decrescente.

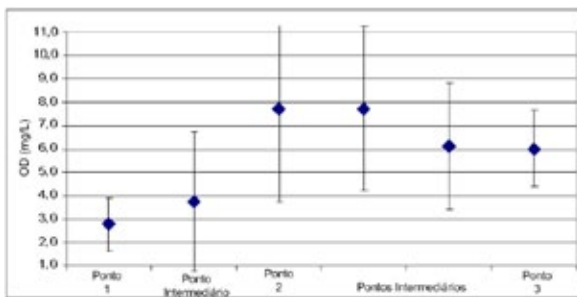


Figura 6- Variação espacial das concentrações de oxigênio dissolvido

Conclusões

O uso de Ácido Peracético como agente desinfetante apresentou-se eficaz na redução do índice de *E. coli* na foz do rio Brejatuba quando as dosagens aplicadas situaram-se entre 10 e 20 mg/L (Segunda etapa de testes).

Em relação às variáveis físico-químicas, as alterações visualizadas em alguns parâmetros específicos não foram relevantes, pois se trata de um ecossistema bastante alterado e impactado. Destaca-se que o Oxigênio Dissolvido constituiu a variável mais impactada com a aplicação do ácido peracético.

O consumo de ácido peracético sofre variação ao longo do dia em função da presença de fatores interferentes de origem até então desconhecida, mas que podem estar relacionados com a produção cíclica de esgotos domésticos, bem como eventos de chuva.

Durante a 2ª etapa de aplicação foi possível verificar a redução total no índice de *E. coli* presente na foz do rio Brejatuba, após a dosagem do desinfetante peroxidado.

Considerando os limites propostos pela balneabilidade, conclui-se que o tratamento do corpo hídrico em estudo promove uma melhoria na qualidade microbiológica da água.

A condução do experimento e as análises realizadas não evidenciaram até o presente momento qualquer indício de risco à saúde humana, seja pela exposição ao produto nas concentrações utilizadas, seja pela formação de compostos secundários de natureza tóxica que possam comprometer a balneabilidade.

A dosagem ideal do produto é aquela que não eleva a concentração de oxigênio dissolvido acima do limite de saturação do corpo d'água em nenhum momento, ao mesmo tempo em que se obtém o desejável efeito de desinfecção; assim, minimiza-se a alteração ecológica dos corpos hídricos.

Recomenda-se o esgotamento e a desativação das fossas sépticas existentes na região atendida pela rede de esgoto.

Nas condições experimentais em que a pesquisa foi desenvolvida, conclui-se que o método avaliado é capaz de melhorar as condições sanitárias microbiológicas na foz do rio Brejatuba, sem apresentar riscos à saúde humana.

AGRADECIMENTOS

Aos Funcionários da Sanepar de Guaratuba, que prestaram apoio técnico e operacional na realização da pesquisa.

Ao laboratório LAQUAMAR, ligado à Faculdade Estadual de Filosofia, Ciências e Letras de Paranaguá (FAFIPAR), onde foram realizadas as análises microbiológicas.

As variáveis físico-químicas foram estudadas pela equipe do Laboratório de Análise Ambiental da UFPR-Litoral, com a participação de estudantes do Curso de Bacharelado em Gestão Ambiental, turma 2006, dentro da programação do Módulo “Gestão Integrada de Bacias Hidrográficas”.

Referências bibliográficas

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 15411-3: Ecotoxicologia Aquática – Determinação do Efeito Inibitório de Amostras de Água sobre a emissão de luz de *Vibrio fischeri* (Ensaio de Bactéria luminescente) – Parte 3: Método utilizando bactérias liofilizadas. 2006.

BRASIL. Resolução CONAMA no 274 de 29 de Novembro de 2000.

BAILEY, M.M., COOPER, W.J., GRANT, S.B. In situ disinfection of sewage contaminated shallow groundwater: A feasibility study. *Water Research*, no. 45, p. 5641-5653, 2011.

DANIEL, L. A. Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável. *PROSAB 2*. Ed. RiMa, São Carlos, SP. 2001.

ECETOC. Peracetic Acid (CAS No. 79-21-0) and its Equilibrium Solutions. *JACC* no.40, 2001.

KITIS, M. Disinfection of wastewater with peracetic acid: a review. *Environment International*, no. 30, p. 47-55, 2004.

KOIVUNEN, J., HEINONEN-TANSKI, H. Peracetic acid (PAA) disinfection of primary, secondary and tertiary treated municipal wastewaters. *Water Research*, no. 39, p. 4445-4453, 2005.

METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering – Treatment and Reuse*. McGraw-Hill. 4ª. Edição. 2003.

SOUZA, J.B., DANIEL, L.A. Comparação entre Hipoclorito de Sódio e Ácido Peracético na Inativação de *E. coli*, colifagos e *C. perfringens* em Água com Elevada Concentração de Matéria Orgânica. Artigo Técnico. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*. ABES, v. 10, nº. 8. 2005.

USEPA. *Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual*. Office of Water. EPA 815-R-99-014. Abril, 1999a.

USEPA. *Combined Sewer Overflow Technology Fact Sheet - Alternative Disinfection Methods*.

EPA 832-F-99-033. Setembro, 1999b.

VESCHETTI, E., CUTILLI, D., BONADONNA, L., BRIANCESCO, R., MARTINI, C., CECCHINI, G., ANASTASI, P., OTTAVIANI, M. Pilot-plant comparative study of peracetic acid and sodium hypochlorite wastewater disinfection. *Water Research*, no. 37, p. 78-94, 2003.

SOBRE OS AUTORES

Cleverson Vitorio Andreoli (1)

Eng. Agr., Doutor em Meio Ambiente e Desenvolvimento, Professor do Programa de Mestrado em Governança e Sustentabilidade do ISAE e Eng de Pesquisa da Sanepar

Cedric Schmitt

) Técnico em Química Industrial e Administrador com Habilitação em Comercio Exterior. Gestor de Clientes – Peróxidos do Brasil.

Charles Carneiro

Eng. Agr., Mestre em Ciência do Solo e Doutor em Geologia Ambiental – Geoquímica de Águas, professor PECCA/UFPR e Gerente de Pesquisa da Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR.

Fernanda Scuissiatto Mares de Souza

Química Ambiental pela UTFPR e atualmente cursando Engenharia Ambiental na FAE e Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental pela UTFPR. Responsável Técnica da Allox Specialty Chemicals Ltda.

Franciane Pellizzari

Bióloga, Doutora em Ficologia Marinha pela USP. Docente pesquisadora da Universidade Estadual do Paraná, campus FAFIPAR. Coordenadora do Laboratório de Ficologia e Qualidade de Água Marinha. Paranaguá, PR, Brasil. francianep@yahoo.com

Jonas Heitor Kondageski

Engenheiro ambiental formado na Universidade Federal do Paraná, mestrado em Recursos Hídricos e Ambiental pela UFPR. Atualmente trabalha na área de pesquisa da Companhia de Saneamento do Paraná – SANEPAR

Paulo Henrique Marques

Biólogo, Dr. em Ciências- Ecologia e Recursos Naturais, Professor da UFPR Setor Litoral

(1) Rua Engenheiros Rebouças, 1376; CEP 80.215-900 – Rebouças, Curitiba – Paraná.

Email: c.andreoli@sanepar.com.br

Hidrômetros: Evolução e importância

Considerados a “caixa registradora” das companhias de saneamento, os hidrômetros representam um dos temas de maior relevância para o setor de saneamento. Mais do que um equipamento responsável por medir a água consumida pelos clientes, o hidrômetro é, na realidade, um instrumento de gestão do consumo. Seu perfeito funcionamento é essencial no controle de perdas e redução do desperdício, controle do faturamento e todo o gerenciamento da conta de consumo de água.

A medição do volume de água consumido é algo tão importante que existem registros de sua realização na antiga Roma, com seus sistemas de aquedutos. Desde aquela época já se verificava a importância de – pela medição – evitar os desperdícios e o controle de perdas.

A relevância das especificações técnicas dos hidrômetros e os ensaios de recebimento, foram tema da primeira edição da Revista DAE, publicada em 1936 – época na qual, no Brasil, poucos imóveis eram hidrometrados.

Com o passar do tempo, a evolução tem sido constante, tanto na questão da melhoria da qualidade dos equipamentos, como no aprimoramento dos sistemas de leitura e monitoramento. Atualmente, com a maior precisão dos hidrômetros, se ganha um grande aliado no combate às fraudes, na redução de perdas e nos controles de faturamento e relacionamento das empresas de saneamento.

Desafios ainda existem e não são poucos. O mercado nacional de hidrômetros ainda está na busca de maiores investimentos a fim de atender as exigências e demandas de seus interlocutores.

As companhias de saneamento também, por seu lado, estão evoluindo na gestão dos hidrômetros, desenvolvendo novas e mais aprimoradas especificações técnicas, colocando maiores exigências nos ensaios realizados para aprovação e recebimento, na questão do dimensionamento dos hidrômetros instalados, nos processos de acompanhamento de desempenho, nas formas de determinar o melhor momento para realizar a substituição do parque de aparelhos instalados e no incentivo aos consumidores para uma melhor e mais constante utilização do hidrômetro como efetivo instrumento de gestão da conta d’água.

EDIÇÃO Nº: 37

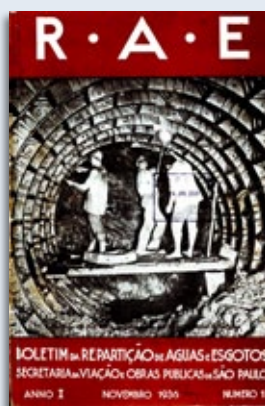


Organização de um serviço de hidrômetros

Autor: Coutinho, Ataulpho dos Santos.

Resumo: Descreve o serviço de hidrômetros instalado em Niterói e São Gonçalo, abordando a estrutura dos serviços, o controle geral de medidores, as leituras, a aferição e recebimento de hidrômetros, suas características, a reparação e consertos.

EDIÇÃO Nº: 1



Métodos de ensaios de hidrômetros

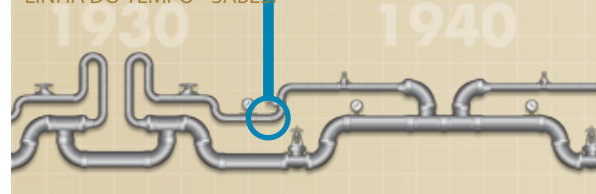
Autor: Assis, Omar de Paula.

Resumo: Indica os diversos ensaios a que são submetidos os hidrômetros enviados à Repartição de Águas e Esgotos do Estado de São Paulo. Descreve os equipamentos disponíveis para a execução de ensaios, não só de medidores novos, como especialmente daqueles que, depois de utilizados na rede, são reparados nas oficinas.

1960

1936

LINHA DO TEMPO - SABESP



EDIÇÃO Nº: 51



Obrigatoriedade do uso de hidrômetros

Autor: Oliveira, Walter Engracia de.
Resumo: Tem como objetivo melhor divulgar no seio dos executivos municipais, as vantagens do serviço de água medido, constatada principalmente por:
 a) economia de água, sem prejuízo da higiene, combatendo o desperdício;
 b) melhoria da arrecadação, com uma taxaço equitativa;
 c) conhecimento exato da água utilizada, permitindo um melhor combate dos desperdícios de água.

EDIÇÃO Nº: 73



Hidrômetros de transmissão magnética

Autor: Tedesco, Guido.
Resumo: Analisa a transmissão magnética dos hidrômetros e faz considerações sobre o que é e por que a transmissão magnética, sua evolução e consequências e ainda faz comentários sobre as restrições aos hidrômetros de transmissão magnética.

EDIÇÃO Nº: 82



Hidrômetros

Autor: Mutchnik, Osias.
Resumo: Descreve como deve ser a manutenção de hidrômetros que não podem ser encarados como simples aparelhos destinados a medir água consumida pelos prédios, mas sim fazem parte de um sistema complexo e que é de capital importância dentro de um conjunto destinado ao abastecimento de água e operá-lo sob uma organização adequada, garante que os seus objetivos sejam alcançados.

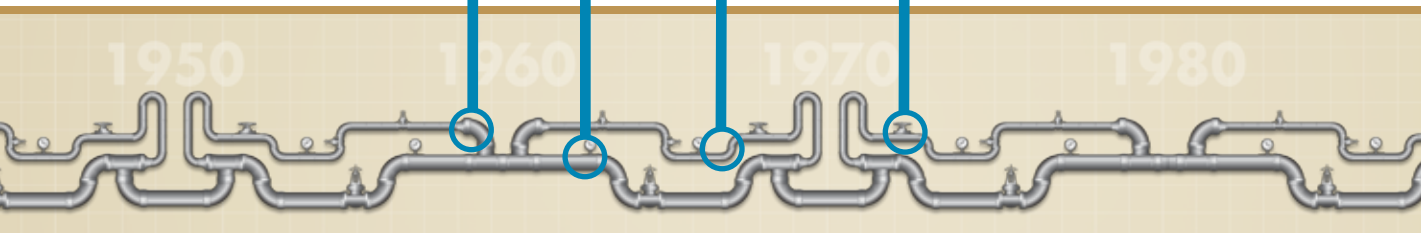
1963

1969

1971

A leitura das publicações históricas da Revista DAE se torna uma experiência bastante prazerosa principalmente para os profissionais envolvidos com a engenharia sanitária e ambiental.

Para ler os artigos completos, solicite através do site www.revistadae.com.br, que encaminharemos os arquivos em PDF por e-mail.



Especificações para aprovação e recebimento de hydrometros

José Piratininga de Camargo

Eng.º Civil — Encarregado da Rede Distribuidora de Aguas.

Omar de Paula Assis

Eng.º Electricista — Encarregado das Officinas da R. A. E.

I — INTRODUÇÃO

Duzentos e quarenta mil metros cubicos de agua, diarios, são, actualmente, adduzidos em S. Paulo, e distribuidos a cerca de cento e dez mil predios. A arrecadação da taxa de agua attinge, em numeros redondos, a importancia de 18.000 contos, representando cerca de 50% da receita total bruta (38.000 contos) da Repartição de Aguas e Es-gotos.

Repartição de caracter industrial, a R. A. E. deve estar apparelhada não só para evitar qualquer evasão de rendas, como tambem cobrar do publico a quantia que corresponda, exactamente, á quantidade de agua que lhe é fornecida. Tal intento só será conseguido, quando forem installados hydrometros em todas as ligações, — unico modo de se conhecer, ao certo, o volume consumido, e de se poder fazer taxação perfeita.

Ainda agora, com a lei n.º 2844 de 7 de Janeiro de 1937, resolveu o Governo do Estado que a taxa de agua deve ser cobrada, á razão de 5% do valor locativo do predio, prefixando, proporcionalmente, o volume a ser consumido mensalmente. Alem desse volume, qualquer excesso verificado será cobrado, á razão de \$250 o metro cubico.

A R. A. E. não póde controlar os consumos verificados em todas as casas de S. Paulo, pois, apenas perto de 40.000 estão providas de hydrometros; tem necessidade de adquirir 70.000 medidores para que todos os predios, actualmente ligados á sua rede de aguas, possam ter os seus consumos controlados. Mas não é sómente esse o numero de hydrometros que a R. A. E. deve adquirir: dentro de um anno, o abastecimento de agua de S. Paulo será reforçado com mais 86.400 metros cubicos diarios e a rede distribuidora, desenvolvida, supprirá assim, a mais 30.000 casas; e, dos 40.000 medidores existentes, 20.000,

talvez mesmo mais, devem ser substituídos, devido ao seu typo antiquado e funcionamento precario. (1).

Em resumo, a R. A. E. precisa adquirir, dentro de curto tempo, 120.000 hydrometros, que devem satisfazer ás exigencias de grande exactidão, sensibilidade e duração.

Como já foi dito, os hydrometros constituem o principal factor de uma perfeita cobrança da agua consumida pela população; donde a imperiosa necessidade que têm as empresas, que exploram tal serviço, de acompanhar os progressos feitos na fabricação desses apparatus de medida, e assim evitar a evasão de suas rendas.

É opportuno lembrar, aqui, as observações feitas pelo Director do Serviço de Aguas de Colonia, Allemanha, em seu discurso pronunciado no Congresso dos Directores da Repartição de Electricidade, Aguas e Gaz do Departamento de Colonia, em 9-6-34: (2)

“Uma vez provado, pelo systema acima descripto, que devido ás marcações erroneas dos hydrometros antiquados, a Repartição soffreu prejuizos, em perda de agua, até de 50%, obtivemos, em 1926, verba para a destruição e substituição de todos os hydrometros antigos por modernos.

.....

.....

Para apurar qual o lucro effectivo, obtido pela substituição de hydrometros antiquados por novos, de machinismo sensível, substituímos, em Abril de 1933, 100 medidores, construídos entre 1892 e 1912, por modernos, e comparámos o consumo dos predios em questão, do mez de Maio de 1933 com o de Maio de 1932 que foi medido com hydrometros antigos. Pelos hydrometros novos foram registrados, em Maio de 1933, um total de 3.786 m³, e pelos antigos, no mesmo mez de 1932, um total de 2.650 m³, isto é, 1.136 m³ a menos. Suppondo-se, em condições desfavoráveis, que, deste augmento, 1/3 é devido ao augmento de consumo, resta-nos um lucro effectivo de 7,4 m³ em media, por mez e por hydrometro. A este augmento de agua registrado corresponde um augmento de $7,4 \times 12 \times 0,26 = 23,09$ marcos por anno e por hydrometro, na supposição de um consumo mensal constante. *Isto significa que o custo de um hydrometro novo, de 5 m³, é amortizado em 12 mezes.*

A partir de 1924 e até 1933 foram substituídos, em media, annualmente, 15.000 hydrometros antiquados.

(1) Em 1933 existiam, installados na rede de aguas de S. Paulo, varios milhares de hydrometros fabricados ha 40 annos. Tais eram os medidores: Frager typ 1883-bis; Stoll, adquiridos em 1898; Tylor; Kent Absoluto e Kent Standard. Alem desses, a R. A. E. possui outros hydrometros alguns annos mais recentes, porém de qualidade de medida inferior.

(2) Der Einfluss veralteter Betriebswassermesser auf Wasserverluste und seine nachteilige wirtschaftliche Auswirkung.

Tomando por base um lucro de 7,4 m³ por hydrometro e por mez, calculámos uma contagem a mais, pelos hydrometros novos, por anno, de $15.000 \times 7,4 \times 12 = 1.323.000$ m³. A diminuição real das perdas de agua, causadas por marcações a menos nos hydrometros antiquados foi, no anno de 1933, comparado com o anno de 1934, de 6 %, ou seja de 1.260.000 m³, tendo sido o consumo total, pago durante o anno de 1933, de 21 milhões de m³. Este lucro effectivo varia sómente de 5 % em relação ao lucro calculado pela fórmula acima.

Conclue-se, pois, que o augmento de renda annual, de $1.260.000 \times 0,26 = 327.000$ Rm (marcos allemães), é exclusivamente devido á destruição e substituição de hydrometros antiquados. A W. V. G. communica, no seu boletim n.º 1, deste anno, que a Repartição de Aguas de Dresden registrou um augmento de 21 % no consumo d'agua, augmento esse devido á substituição de 22.780 hydrometros antiquados, entre os annos de 1918 e 1933.

Pelo Congresso das Municipalidades Allemãs foi expedida uma circular, em 24-2-34, chamando a attenção das Prefeituras, que exploram os serviços de agua, sobre o augmento de renda proveniente da medição mais rigorosa da agua fórnecida aos consumidores, frizando que as fabricas de hydrometros conseguiram, nos ultimos annos, augmentar a sensibilidade dos medidores de quasi 100 %. É, pois, dever das Emprezas de Agua utilizarem-se desses progressos da technica. Em Breslau, p. ex., conseguiu-se, em poucos annos, diminuir de 15% as perdas de agua, pela systematica substituição dos hydrometros antigos. As despezas originarias dessa substituição foram amortizadas em 1 ½ anno. Aquelle Congresso recommenda, ainda, a substituição de todos os hydrometros cuja sensibilidade e exactidão de medição não correspondem á technica moderna.

Essas más qualidades apresentam todos os hydrometros installados antes de 1918. (1)

Demonstrada, summariamente, a necessidade de aquisição de hydrometros de alta qualidade, para que se tenha medição rigorosa durante lapso de tempo apreciavel, e consequentes augmento de renda e rapida amortisação do capital empregado, apresentaremos as antigas condições observadas pela R. A. E. na compra de hydrometros, suas imperfeições e deficiencias; indicaremos, a seguir, as exigencias ora em vigor, nas quaes, naturalmente, procurámos remover essas lacunas

(1) O grypho é nosso.

II — ANTIGAS EXIGENCIAS

A. — *Ensaïos*

Para se ter uma ideia das diversas maneiras pelas quaes eram ensaiados os medidores, antes de serem estabelecidos os actuaes methodos de ensaios, — o que se verificou no decorrer do 1.º semestre de 1933, — vamos transcrever os resultados de experiencias, constantes em antigos certificados fornecidos pela R. A. E. a representantes de hydrometros.

Pelo certificado abaixo, expedido em 1922, vê-se que o estudo do hydrometro se limitou, apenas, á determinação de um ponto de suas curvas caracteristicas:

“Certifico, a requerimento de , que esta Repartição experimentou um hydrometro marca typo palheta, calibre de 5/8”, tendo obtido o seguinte resultado:

Pressão em libras 13
 Escoamento feito 100 litros
 Escoamento indicado pelo hydrometro 98,5 %
 Erro 1,5 %
 Tempo 4 minutos

O referido é verdade e dou fé.”

No anno seguinte, 1923, determinavam-se 3 regimens de funcionamento dos medidores:

“Certifico, a requerimento de , que os resultados obtidos nas experiencias feitas por esta Repartição no hydrometro n.º typo palheta, de diametro de 0,015 foram os seguintes:

Descarga variavel — Volume escoado : 200 litros

Sem carga depois do hydrometro				Com carga de 8 mt. depois do hydrometro			
Pressão em libras	Volume registrado	Erro	Tempo em minutos	Pressão em libras	Volume registrado	Erro	Tempo em minutos
14	195	2 1/2 %	8	14	198	1 %	15

Descarga preestabelecida de 1 litro por minuto

Durante 30 minutos — descarga livre

Pressão em libras	Volume escoado	Volume registrado	Erro
14	30	28	2 %

O referido é verdade e dou fé.”

Os ensaios eram, pois, effectuados «sem carga e com carga de 8 metros depois do hydrometro» e com «descarga preestabelecida de 1 litro por minuto». As duas primeiras experiencias eram chamadas «prova de exactidão»; a ultima, «prova de sensibilidade», era effectuada com «descarga preestabelecida de 1 litro por minuto.»

É o que se pôde observar no certificado abaixo, expedido em 1924 :

“Certifico, a pedido de...., que os resultados da experiencia feita nesta Repartição, em 3 de Abril corrente, em um hydrometro marca n.º systema palheta e com diametro de 10 mm. foram os seguintes :

Prova de exactidão

Descarga variavel em 200 litros de registro no mostrador

Pressão	Sem carga depois do hydrometro			Com carga de 8 ms. depois do hydrometro		
	Volume real escoado	Erro	Tempo em min.	Volume real escoado	Erro	Tempo em min.
14	205	5	7	201	1	14
28	205	5	6	200	0	12

Prova de sensibilidade

Descarga regular, registrada no mostrador, mais de um litro por minuto

Pressão	Volume real escoado	Volume registrado	Erro	Tempo em min.
14	100	97	3	97

O referido é verdade e dou fé.”

Boletim da Repartição de Aguas e Esgotos

No anno seguinte, entretanto, houve profunda modificação nos ensaios, os quaes passaram a ser feitos de maneira que se approxima-va da actual: eram pesquisados diversos regimens de funcionamento, com a determinação dos erros de indicação e das perdas de pressão.

Esse aperfeiçoamento nos processos de ensaios durou até 1926, anno em que foi extrahido o certificado abaixo:

"CERTIFICO, a requerimento de , que o resultado das experiencias a que foi submettido nesta Repartição o hydrometro , sob o numero , modelo de 1920, de 15 mm. de diametro, systema palheta, typo secco, marca , foi o seguinte:

1.ª experiencia

Vasão do hydrometro em lts. por hora...	100	200	500	1000
Erro do indicador do hydrometro em per- centagem.....	0%	3%	8%	11%
Indicação do manometro de perda de car- ga em metros.....	0,01	0,05	0,35	1,35
Leitura do indicador em 100 litros de vasão.....				
Início	112	212	315	361
Final	212	315	361	450
Tempo da experiencia em minutos.....	60	30	12	6

2.ª experiencia

Vasão do hydrometro em lts. por hora...	100	200	500	1000
Erro do indicador do hydrometro em per- centagem.....	0%	2%	8%	9%
Indicação do manometro de perda de car- ga em metros.....	0,01	0,05	0,35	
Leitura do indicador em 100 litros de vasão.....				
Início	541	591	642	700
Final	591	642	688	791
Tempo da experiencia em minutos.....	30	15	6	6

O referido é verdade e dou fé."

De 1927 em diante, esse processo de experiencias foi abandonado, voltando-se ao primitivo systema de ensaios: «prova de exactidão» com e sem carga depois do hydrometro, e «prova de sensibilidade» com descarga preestabelecida.

O boletim seguinte, fielmente transcripto, corresponde a ensaios effectuados em 1932, com um hydrometro de velocidade, de 15 mm:

Prova de exactidão

sem carga depois do hydrometro

Pressão em	P. de carga	Volume escoado		Erro em %		Tempo em minutos	Observ.
		medida direita	ind. do hydrom.	-	+		
Libras	70	100	99	1		3½	
25	70	100	100	0		3½	

com carga depois do hydrometro

Pressão em	P. de carga	Volume escoado		Erro em %		Tempo em minutos	Observ.
		medida direita	ind. do hydrom.	-	+		
Libras	70	100	99	1		7	
25	70	100	99	1		7	

Prova de sensibilidade

descarga preestabelecida de ½ litro por minuto

Pressão em	P. de carga	Volume escoado		Erro em %		Tempo em minutos	Observ.
		medida direita	ind. do hydrom.	-	+		
Libras	80	40	39	1		80	
25	80	40	39	1		80	

Transcrevemos, tambem, o certificado abaixo, referente ao ensaio de 12 hydrometros, effectuado em 1931:

“CERTIFICO, a requerimento de . . . , que foram submettidos a exame nesta Repartição doze hydrometros marca . . . , com os diametros de meia e tres quartos de pollegada, cujos resultados são os seguintes:

Boletim da Repartição de Aguas e Esgotos

Prova de exactidão

Sem carga depois do hydrometro

Pressão: 90 libras
 Volume real escoado: 200 litros
 Tempo: De 1½ a 3 minutos
 Erro: Variou de 0 a 1¼%

Carga de 8 metros depois do hydrometro

Pressão: 90 libras
 Volume real escoado: 200 litros
 Tempo: de 2 a 4 minutos
 Erro: Variou de 0 a 1¼%.

Prova de sensibilidade

Descarga regulada no mostrador de ¼ de litro por minuto

Pressão: 90 libras
 Volume real escoado: 12½ litros
 Volume real registrado: Variou de 12 a 12½ litros.
 Tempo: Variou de 49½ a 51 minutos.

O referido é verdade e dou fé."

B. — Especificações

Vejamos, agora, quaes eram as especificações estabelecidas para a approvação e recepção dos hydrometros, ensaiados pelos processos que, de maneira perfunctoria, acabámos de indicar.

Em 1922 a Repartição de Aguas contractou o fornecimento de 5.000 hydrometros de velocidade, estabelecendo que:

"Os hydrometros a serem fornecidos devem estar de accôrdo com as instrucções constantes do relatorio desta Repartição, apresentado em 1906."

Esse relatorio da Repartição contém um "Projecto de Regulamento do Abastecimento de Agua", em cujo capitulo: "Dos apparatus medidores ou hydrometros" figuram as seguintes exigencias:

"Projecto de Regulamento do Abastecimento de Agua

.....

Dos apparatus medidores ou hydrometros.

.....

Art.º 20. — Os hydrometros deverão resistir e se manter estancos sob uma pressão interior de 10 atmospheras e funcionar regularmente, e de um modo continuo, sob qualquer pressão comprehendida entre 1 metro e 7 atmospheras.

Art.º 21. — Os contadores de diferentes descargas deverão funcionar regularmente com os escoamentos seguintes :

Os hydrometros cuja descarga normal não exceder a 3.000 litros de agua, com 2 litros por hora; a respectivamente com 3, 4, 6, 8, 12 e 15 litros por hora os que não ultrapassarem os limites correspondentes de 5.000, 10.000, 20.000, 30.000, 60.000 e 120.000 litros.

§ unico. — Entende-se por descarga normal de um contador o maior volume que elle póde fornecer por hora, de um modo regular e permanente, sob uma pressão de 3 atmospheras.

Art.º 22. — Comtudo, para essas descargas diminutas e em geral para as inferiores a um litro por minuto, descargas de experiencia, que não correspondam a nenhum escoamento usual, será admittida uma tolerancia para mais ou para menos, de 20% até uma descarga de $\frac{1}{2}$ litro por minuto, e a de 10% para as superiores até um litro.

Art.º 23. — Todo o escoamento que attingir um litro por minuto, deverá ser registrado a 8%, proxivamente, pelo contador, cuja descarga não fôr superior a 3.000 mil litros por hora, e só será admittida a tolerancia para menos, isto é, quando fôr em favor do consumidor, não devendo a descarga registrada ser inferior a 8 centesimos da normal, e nunca superior.

Art.º 24. — Os apparatus capazes de descarregar mais de tres litros por hora, serão considerados no mesmo grau de exactidão para os escoamentos que attingirem a 2% de sua descarga."

Em 1925 foram adquiridos 6.000 hydrometros de velocidade, de diâmetros de $\frac{3}{4}$ " e 1" (20 e 25 m/m), figurando no contracto as exigencias seguintes:

"O inicio do movimento para a vasão horaria, nos hydrometros de $\frac{3}{4}$ " será de 50 litros e nos de 1" de 70 litros.

Os erros não poderão exceder de 2% para mais ou para menos para as seguintes vasões: apparatus de $\frac{3}{4}$ " — 150 litros, apparatus de 1" — 200 litros.

Os medidores que não satisfizerem essas condições poderão ser recusadas pela Repartição".

A aquisição subsequente, feita em 1926, attingiu um total de 9.570 medidores, dos quaes 8.000 eram de 20 mm. e 1.000 de 25 mm. Para esses apparatus as exigencias contractuaes foram as mesmas que vimos de citar.

Boletim da Repartição de Aguas e Esgotos

Dois annos depois a R. A. E. comprou 15.950 medidores de velocidade, sendo 14.500 de 5/8" (15 mm) e 1.000 de 1" (25 mm), mediante as seguintes condições:

"O inicio do movimento para a vasão horaria será: de 50 litros nos hydrometros de 5/8"; de 70 litros nos de 1".

Os hydrometros devem ainda satisfazer ás seguintes condições:

- a) todos os hydrometros deverão ser fornecidos com as respectivas connexões;
- b) os hydrometros de 5/8" deverão ser munidos de peças reductoras de 3/4" x 5/8";
- c) a relojoaria deve trabalhar completamente a secco;
- d)
- e) os erros de exactidão e sensibilidade não deverão ser superiores a 3%;
- f) o typo de ralo será o de caixa, com adaptação, de modo que seja possível desmontal-o sem desligar o medidor da canalisação."

Ainda em 1928 foram adquiridos mais 1.000 hydrometros de velocidade, de 15 mm, mediante exigencias identicas ás mencionadas, e, entre outras:

"inicio do movimento para a vasão horaria: 50 litros".
"erros de exactidão e sensibilidade não deverão ultrapassar de 3%".

A tolerancia nos erros de indicação, que era de 2%, em 1926, passou a 3%, a partir de 1928, e só em 1935 voltou a $\pm 2\%$, com a approvação das especificações que organisámos.

Em 1932 os dados technicos, exigidos pela R. A. E., para hydrometros de velocidade de 5/8" (15 mm), eram os seguintes:

"Dados technicos para o contracto

- 1.º) A parte superior da relojoaria deve trabalhar a secco.
- 2.º) O erro de exactidão é toleravel até 3 %.
- 3.º) O erro de sensibilidade é, para uma vasão de 50 litros/hora, toleravel até 3 %.
- 4.º) Vasão horaria para inicio de marcha: 50 litros.
- 5.º) Ralo alojado em caixa, desmontavel sem retirar-se o hydrometro da canalisação.

- 6.º) Mostrador com indicação por agulhas e com escala para leitura até 10.000 metros cubicos.
- 7.º) Os aparelhos deverão ser acompanhados de connexões de 5/8" x 3/4".
- 8.º) Vasão horaria minima sob 10 ms. de pressão: 3 metros cubicos.
- 9.º) Pressão a supportar no ensaio: 15 atmospheras."

III — EXIGENCIAS ACTUAES

A. — Ensaio

Os ensaios a que são submettidos, actualmente, os hydrometros novos, enviados á R. A. E., foram estabelecidos como consequencia das falhas de diversas naturezas, perfunctoriamente apontadas no capitulo anterior.

Com effeito, não havia uniformidade na maneira de execução de cada uma das provas; em geral, eram determinados apenas tres regimens de funcionamento dos medidores, dos quaes dois correspondiam a vasões muito visinhas (as da prova de exactidão); a prova de sensibilidade não correspondia á sua finalidade, que devia ser a pesquisa do inicio de funcionamento do hydrometro, uma vez que era executada "com descarga preestabelecida", muitas vezes a mesma para hydrometros do mesmo typo, porém de diametros differentes; as pressões de ensaio, na entrada dos medidores, eram variaveis de um ensaio a outro, indo de 16 libras/poll.² até perto de 100 lib/poll².

Não se podiam, portanto, obter dados numericos comparaveis, nos ensaios de hydrometros de mesmo typo, marca, diametro, etc.

Os actuaes methodos de ensaios de hydrometros se acham descriptos, com minucia, na publicação inserta no Boletim da R. A. E., n.º 1, intitulada "Methodos de Ensaio de Hydrometros".

Elles comprehendem:

- A. — Determinação das curvas caracteristicas.
- B. — Ensaio de Fadiga.
- C. — Ensaio de Estanqueidade.

Como é exposto naquelle trabalho, o estudo das *curvas caracteristicas* (curva de perda de pressão e curva de erros de indicação) conduz ao conhecimento das seguintes qualidades de medida do hydrometro:

- a) inicio de funcionamento
- b) limite inferior de exactidão
- c) vasão caracteristica
- d) vasão normal de funcionamento permanente

- e) campo theorico de medida
- f) campo pratico de medida
- g) campo de tolerancia.

O *ensaio de fadiga* tem por fim a pesquisa da permanencia das qualidades iniciaes de medida dos aparelhos, durante um certo periodo de funcionamento normal na røde.

O *ensaio de estanqueidade* é feito visando-se a verificação da resistencia interna dos órgãos dos medidores, devendo elles não apresentar vasamento algum, quando submettidos á pressão maxima da prova, e resistir bem, sem ruptura de peças, etc..

B. — Especificações

Modificados tão profundamente os methodos de ensaios até então seguidos, tornou-se imprescindível a organização de novas especificações para a aprovação e o recebimento de hydrometros, tanto mais que as exigencias, até então adoptadas pela R. A. E., eram deficientes, falhas ou exaggeradamente tolerantes.

Tinhamos fixado as differentes provas a que os hydrometros deveriam ser submettidos; para essas provas estavam já estabelecidos os respectivos methodos de ensaios, de maneira que os dados numericos, que fossem obtidos, resultassem perfeitamente comparaveis. Embora em pequena escala, já havíamos feito séries completas de ensaios de medidores de diversas procedencias, typos, diametros, etc. etc., recolhendo numero regular de dados estatisticos. Por outro lado, como mostraremos mais adiante, tinhamos conhecimento de dados obtidos no estrangeiro, attinentes ao assumpto.

Estavamos, portanto, habilitados a estabelecer as condições que deveriam figurar num caderno de encargos, para ensaios e recebimento de hydrometros, não esquecidos, é bem de se ver, das lições e conselhos de Ary Torres, abaixo transcriptos, contidos em sua memoria sobre "Organização de cadernos de Especificações para o recebimento de materiaes":

"É sabido que uma especificação, para ser efficaz e util, não póde ser puramente academica — mas a sua elaboração definitiva necessita da collaboração dos fabricantes, consumidores e technicos interessados.

Assim, a tentativa de especificação resultante dos trabalhos enumerados nos itens acima, deve ser tornada publica e submettida aos debates e criticas das partes interessadas.

Ouvidas as diversas suggestões, aplainadas as duvidas, desfeitas as prevenções e fixada a redacção definitiva, surgirá então uma especificação preenchendo exactamente os fins a que ella é destinada.

É preciso, porém, não esquecer que uma "standard specification", mesmo elaborada racionalmente como foi indicado, não é de caracter definitivo, devendo acompanhar os progressos da technica.

Para isso, os laboratorios procuram sempre aperfeiçoar os methodos de ensaio e as sociedades technicas devem acompanhar os resultados da applicação da especificação em vigor.

Em reuniões periodicas, os pontos falhos que irão surgindo serão ventilados e o caderno de encargos — espelho fiel do progresso e das condições technicas da época — automaticamente evoluirá.

Mais que nos paizes de grande industria, precisamos dispôr de cadernos bem estudados e que, no estado actual da technica, offereçam ao Estado o maior numero possivel de garantias contra a aquisição de materiaes inferiores. Sem "standards", sem laboratorios, nenhuma compra de materiaes poderá ser feita sob bases racionais e estaremos indefesos contra alguns industriaes estrangeiros menos escrupulosos."

Boletim n. 4 do I. P. T. — pag. 13

Damos abaixo as especificações para approvação e recebimento de hydrometros domiciliars, de 13 a 40 mm. de diametro (3 a 20 m³).

Especificações para approvação e recebimento de hydrometros

1) — Diametro do hydrometro em mm	13	15	20	25	30	40
2) — Inicio de funcionamento para a vasão horaria maxima de litros	15	15	20	30	35	50
3) — Limite inferior de exactidão (— 2%) para a vasão horaria maxima de litros	40	40	55	70	90	150
4) — Vasão horaria minima, com perda de pressão de 10 m. c. a. (m ³).	3	3	5	7	10	20
5) — Vasão admissivel em funcionamento permanente (m ³ /dia).	6	6	10	14	20	40
6) — Vasão admissivel em funcionamento temporario (m ³ /h). .	1,5	1,5	2,5	3,5	5	10
7) — Tolerancia permitida nos erros de indicação, a partir do limite inferior de exatidão: ± 2 %.						
8) — Os hydrometros de velocidade devem ser de jactos multiplos, com dispositivo para a sua regulção.						
9) — Não serão adoptados hydrometros com mostrador submerso e nem aquelles cujo mecanismo seja de cifras saltantes.						

Boletim da Repartição de Aguas e Esgotos

- 10) — Os hydrometros deverão resistir á pressão minima de ensaio de 16 atmospheras.
- 11) — As partes dos hydrometros em contacto com a agua deverão ser construidas de materiaes difficilmente sujeitos á corrosão.
- 12) — Quanto á perfeição do material e da mão de obra, os hydrometros deverão ser garantidos para o periodo minimo de dois annos de funcionamento.
- 13) — O certificado de approvação e a quitação da responsabilidade do fornecedor, na parte referente aos itens 11 e 12, só serão fornecidos pela R. A. E. depois do hydrometro ter funcionado na rêde distribuidora, durante o periodo estabelecido no item anterior.
- 14) — O certificado de approvação e a quitação da responsabilidade do fornecedor serão expedidos pela Directoria da R. A. E., mediante informação da Secção Technica encarregada do serviço de hydrometros.

IV — JUSTIFICAÇÃO DAS EXIGENCIAS

Já vimos que uma especificação "para ser efficaz e util, não póde ser puramente academica, — mas a sua elaboração definitiva necessita da collaboração dos fabricantes, consumidores e technicos interessados".

No nosso caso, a collaboração dos fabricantes nós a obtivemos especialmente através dos respectivos catalogos e publicações technicas.

Com effeito, as exigencias contidas nas nossas especificações estão de accôrdo com os dados officiaes, constantes nas publicações dessas fabricas.

A proposito, desejamos observar que, no edital de concorrência para o fornecimento de 8.800 hydrometros á R. A. E., publicado no "Diario Official" de Fevereiro de 1935, figurava, entre outras exigencias, a seguinte:

- e) declarar a marca do hydrometro, sendo indispensavel que o mesmo satisfaça ás especificações adoptadas pela R. A. E. e publicadas no "Diario Official" de 12-1-1935.

Pois bem, a essa concorrência compareceram seis fabricas estrangeiras (duas allemãs, uma belga, uma franceza, uma italiana e uma japoneza), as quaes declararam, em suas propostas, acceitar as novas especificações da R. A. E.

É preciso, comtudo, que se diga que as nossas especificações não são tão liberaes como muitas observadas em paizes estrangeiros.

Assim, p. ex., quanto aos hydrometros de 13 mm. (3 m³) exigimos:

inicio de funcionamento.....	15 l/h.
limite inferior de exactidão (- 2%).....	40 l/h.
tolerancia a partir desse limite.....	± 2 %

Em especificações europeias encontramos para esses medidores:

início de funcionamento.....	25 l/h.
limite de exactidão (- 10%) ..	60 l/h.
tolerancia em plena carga.....	+ 3 a - 5%

Essas exigencias são exaggeradamente brandas, embora saibamos ser commum, em paizes da Europa, figurarem em editaes de concorrencia, clausulas permittindo, apenas, o fornecimento de hydrometros indigenas.

Em contraposição, ha algumas cidades europeias que, já ha 10 annos passados, estabeleciam tolerancia mais restricta, como p. ex. a "ville de Malines", na Belgica:

"Enregistrement à plus ou moins 2% près d'un débit correspondant à 60 litres à l'heure, pour les compteurs du calibre 13 mm"...

Entre nós, as instrucções de Bello Horizonte, para o exame da exactidão, em vigor em 1927, e que, segundo affirma Octacilio Negrão de Lima "foram realmente condescendentes", contém o seguinte:

Como vasão legal, tomámos aqui a de 60 litros por hora, suppondo-se que o consumo hygienico se effectue durante 18 horas ao dia.

Para essa vasão e para as vasões maiores de 60 litros por hora, o erro admittido foi de 2% até ser attingida a vasão caracteristica.

As vasões comprehendidas entre 30 e 60 litros tiveram como erro de tolerancia 10%.

As menores de 30 litros horarios foram admittidas com qualquer erro.

"A Lei e o Serviço de Hydrometros de Bello Horizonte" por Octacilio Negrão Lima.

As "Condições estabelecidas pela Inspectoria de Aguas e Esgotos do Rio de Janeiro para approvação de hydrometros", publicadas no Diario Official de Outubro de 1935 são as seguintes:

.....

XVI. — A sensibilidade do hydrometro será determinada experimentando-se o apparelho a descargas crescentes, até o começo de registro com erro de $\pm 2\%$ (limite de precisão). Em quadro final inscrevem-se os limites de precisão exigidos para os apparelhos, bem como as descargas horarias que devem produzir o início do movimento da relojoaria.

XVII. — Dentro do campo de medição, isto é, com descargas horarias comprehendidas entre o limite de precisão e a maxima descarga admissivel, deverá o apparelho registrar com um erro maximo de 2%.

Boletim da Repartição de Aguas e Esgotos

TYPOS	Descarga característica		Regimen maximo de trabalho ms ³ .		Litros hora	
	Calibres m/m	ms ³	Hora	Dia	Limite precisão	Inicio do movimento
Tachymetrico de palhetas	15	3	1,5	6	40	16
idem	20	5	2,5	10	69	28
idem	25	7	3,5	14	81	32
idem	30	13	5	20	100	40
idem	40	20	10	40	151	80
—	—	—	—	—	—	—
—	—	—	—	—	—	—

Vamos, por fim, examinar as nossas especificações á luz da lição dos especialistas no assumpto, para provar que ella está consentanea com os actuaes progressos da technica de hydrometros.

A bibliographia que possuímos a respeito é quasi exclusivamente allemã, por isso mesmo que apenas da Allemanha nos chegaram estudos technicos sobre hydrometros.

Trataremos, para simplificar o nosso trabalho, apenas do que se refere a medidores de 13 mm (3 m³), os mais empregados para fins domiciliaries.

Em sua memoria sobre "Aktuelle Fragen der Wassermessung", publicada em Agosto de 1933 na revista "Das Gas und Wasserfach", affirmava o Direktor Dipl. Ing. Hartmann: (1) que a sensibilidade dos hydrometros de velocidade foi muito melhorada no decorrer dos dois ultimos annos; que o quadro (1) dá ideia sobre os limites de exactidão ultimamente alcançados, e sobre as vasões, a partir das quaes o medidor registra dentro do limite de tolerancia prefixado de $\pm 2\%$; que as vasões dos limites de exactidão devem ser consideradas vasões máximas; ..."

Dimensões	Limite de exactidão $\pm 2\%$	Inicio de funcionamento
3 m ³	35 l/h.	18 l/h.
....
....

(1) "Die Empfindlichkeit der Flügelradmesser ist in den letzten zwei Jahren sehr verbessert worden. Aufstellung I gibt Aufschluss "über die letzterreichten Genauigkeitsgrenzen, also die Durchflussmengen, von denen ab die Messer innerhalb der statthaften Fehlergrenze von $\pm 2\%$ anzeigen. Die Genauigkeitsgrenzen sind aber als Maximalleistungen anzusehen.

E proseguindo, affirma: "Vor einigen Jahren lag die Genauigkeitsgrenze des 20 m³-Messers noch bei 250 l/h. Sie ist jetzt, wie Sie aus der Aufstellung I ersehen, auf 125 l/h herabgedrückt. Das bedeutet eine 100 proz. Verbesserung.

A melhoria de exactidão da medida, em hydrometros modernos, até 1934, é resaltada por A. Denkert (1) que affirma:

- Um hydrometro de 3 m³, fabricado em 1914, começa a marcar exactamente com 60 l/h.
- Depois de 20 annos de funcionamento, esse mesmo hydrometro começa a marcar exactamente com 100 l/h.
- Um hydrometro de velocidade, de 3 m³, fabricado em 1934, começa a marcar exactamente com 40 l/h.

Em 1935 affirmava W. Heidenreich:

Die Messeigenschaften für Wasserzähler, insbesondere die Messempfindlichkeit, haben sich im Laufe der letzten 20 Jahre ganz erheblich verbessert. In nachstehender Tafel sind diese Werte zusammengestellt. Der Einfachheit halber wurden Ein- und Mehrstrahlzähler wie auch Nass und Trockenläufer zusammengefasst.

Messwerte der Wasserzähler im neuem Zustande

Zähler grösse		bis 1915	bis 1925	bis 1935
3 m ³	Anlauf	30 bis 50	35 bis 45	18 bis 20
	± 2% genau ab	60 > 100	50 > 85	35 > 40
5 m ³	Anlauf	40 > 70	35 > 50	25 > 30
	2% genau ab	80 > 140	70 > 100	50 > 65

Vide: •ABHÄNGIGKEIT DER WASSERVERLUSTE VOM BETRIEB-SALTER DER EINGEBAUTEN WASSERZÄHLER — Von W. Heidenreich — Berlin Sonderdruck aus der Zeitschrift •DAS GAS-UND WASSERFACH• 1935 — Heft Nr. 25.

Ainda em 1935, depois de uma serie de estudos conducentes á unificação dos typos de hydrometros, (2) comprehendendo simplificação em dimensões das carcassas, trens de engrenagens, roscas, flanges, etc. etc., foram publicadas as normas allemãs, attinentes ao typo unico de hydrometro nacional: Einheits-Wassermesser.

Essas normas (3) estabelecem que as vasões horarias, correspondentes ao inicio de funcionamento e ao limite inferior de exactidão, não pódem ultrapassar os seguintes valores:

(1) Vide "ARBEITSBESCHAFFUNG IM WASSERFACH insbesondere durch Auswechsalung überalterter Wassermesser" — Vertrag von Direktor A. Denkert, VDI, Berlin — Sonderdruck aus der Zeitschrift: Deutsche Licht- und Wasserfach-Zeitung 1934 — Heft Nr. 25.

(2) Vide H. Götting — Wasserzählernormung — Sonderdruck aus der Wochenschrift •Das Gas-und Wasserfach• 9 Heft vom 2 März 1935.

(3) Deutsche Normen — August 1935 — Hauswasserzähler für kaltes Wasser Flügelradzähler — Volumenzähler DIN-DVGW—3260.

Boletim da Repartição de Aguas e Esgotos

Folgende Grenzwerte dürfen nicht überschritten werden :

			3 m ³	5 m ³	7 m ³	10 m ³	20 m ³
Flügelradzähler	Trockenläufer	Anlauf 1/h	18	25	35	50	90
		unterer Genauigkeitswert 1/h	40	60	80	110	185
	Nassläufer	Anlauf 1/h	17	22	30	45	70
		unterer Genauigkeitswert 1/h	35	50	65	90	150
Volumenzähler	Trocken-und	Anlauf 1/h	5	7	10	12	20
	Nassläufer	unterer Genauigkeitswert 1/h	15	20	30	35	50

Quanto aos erros de indicação ellas determinam, com o funcionamento positivo dos medidores, que "para vasões comprehendidas entre o limite inferior de exactidão, e 5 % da vasão caracteristica, poderão, no maximo, afastar-se de $\pm 5\%$; a partir desse limite a tolerancia é de $\pm 2\%$ ". (1).

Frizamos, ainda uma vez, que os valores citados são numeros-limites que não pódem ser ultrapassados.

Essa é a razão pela qual grandes fabricas allemãs continuam mantendo, in totum, os dados que publicavam em seus catalogos anteriores á "standardização" dos typos de hydrometros, e que, como já dissemos, satisfazem plenamente ás nossas especificações.

Em conclusão: as actuaes especificações da R. A. E., para approvação e recebimento de hydrometros, organizadas em 1933 e approvadas em 1935, foram elaboradas de accôrdo com os progressos da technica da fabricação de medidores de agua.

Não se trata de especificações puramente academicas, pois suas exigencias, embora pouco condescendentes, não são inexequivéis ou draconianas, por isso mesmo que já têm a sancção da pratica e o assentimento de grandes fabricantes de hydrometros.

Provisoriamente, pelo menos, não precisam soffrer quaesquer modificações.

1. - Vorwärtszählung:

Vorwärtszählung: Bei den für den Anlauf vorgeschriebenen Durchflussmengen muss der Wasserzähler sicher anlaufen und in Bewegung bleiben. Bei Durchflussmengen zwischen dem unteren Genauigkeitswert und 5% der Nennbelastung darf die Anzeige höchstens um $\pm 5\%$ und bei Durchflussmengen von 5% der Nennbelastung und darüber höchstens um $\pm 2\%$ von der durchgeflossenen Wassermenge abweichen.

Ferramenta auxilia a identificar revistas para publicação de artigos

Por Elton Alisson

Agência FAPESP – A escolha de um periódico para publicar um trabalho representa a maior dificuldade enfrentada hoje por pesquisadores da China – país que registra uma das maiores taxas de crescimento de produção científica no mundo – durante o processo de preparação de artigos científicos.

A constatação é de uma pesquisa realizada com 333 cientistas chineses que publicam regularmente pela Edanz Group – consultoria que auxilia pesquisadores de países não falantes de língua inglesa a obter a aceitação de publicação de seus textos em revistas internacionais.

Ao serem questionados sobre qual o principal obstáculo que identificam durante a redação de um artigo científico para publicação, 118 pesquisadores chineses responderam que era escolher uma revista científica.

Outros 70 participantes da pesquisa afirmaram ter dificuldade de expressar claramente suas ideias em inglês – a língua “oficial” da ciência. Já 73 pesquisadores chineses indicaram ter problemas para compreender a orientação do periódico para os autores. E 63 disseram ter dificuldade para formatar seus artigos de acordo com as diretrizes para os autores.

“Identificar um periódico para publicar seus artigos ainda representa um problema para pesquisadores não só da China, mas também de outros países”, disse Daniel McGowan, diretor científico da Edanz Group.

McGowan participou, no dia 21 de março, do workshop “How to Write for and Get Published in Scientific Journals – Conselhos práticos de como publicar exitosamente seguindo normas internacionais na área de comunicação científica”, realizado pela FAPESP e pela Springer Brasil.

A fim de facilitar esse processo de identificação de periódicos, a empresa lançou uma ferramenta gratuita, disponível na internet, que identifica boas opções de revistas para publicação de artigos científicos específicos.

Ao digitar o resumo, ou frases-chave (ou amostra do texto no campo principal do programa), ela fornece uma lista de periódicos que publicam em áreas relacionadas ao tema da pesquisa relatada no artigo.

Os usuários do serviço podem refinar os resultados da busca com base em critérios que julgam ser importantes para publicações nas quais gostariam de publicar seu artigo, como frequência de publicação, fator de impacto e modelo de publicação e até acesso aberto.

O programa também fornece informações básicas sobre as publicações indicadas e uma lista de artigos relacionados ao tema pesquisado que a revista científica tenha publicado recentemente.

Com base nesse conjunto de informações, resta ao usuário visitar o site das publicações pelas quais se interessou para sacramentar a decisão de onde apresentar seu artigo.

“Muitos pesquisadores não levam em conta o perfil de leitor de uma determinada publicação ao submeter um artigo, por exemplo, o que é uma questão importante, que pode determinar a aceitação ou rejeição do artigo”, disse McGowan.

Avaliação

Uma das dicas dadas pelo especialista à plateia que lotou o auditório do Espaço Apas, foi basear a seleção de um periódico para publicar em uma avaliação honesta de seu artigo – incluindo aspectos relacionados à novidade apresentada pela pesquisa, à sua relevância e aos possíveis impactos na área.

“É preciso avaliar os reais avanços apresentados por suas pesquisas em comparação com o que já foi publicado”, disse McGowan. Para estimar o apelo da pesquisa, devem ser questionadas quais as reais aplicações da descoberta e se elas se estendem a outras áreas.

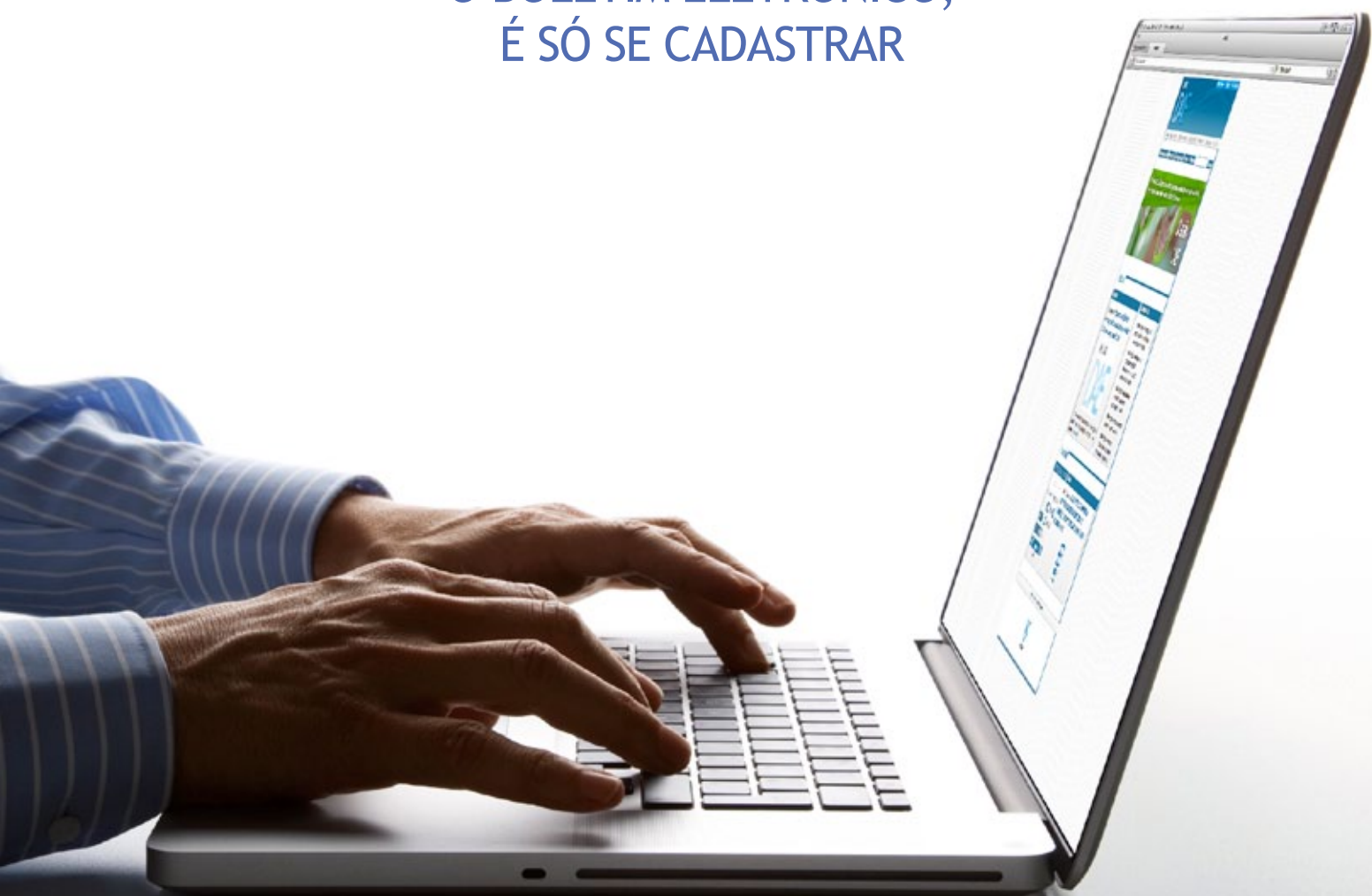
“Na área médica, por exemplo, algumas das questões possíveis para avaliar a relevância de um estudo científico são: quão comum é o problema ou a doença pesquisada? Ela atinge uma população específica ou é restrita a uma determinada região geográfica?”, afirmou McGowan.

De acordo com o especialista, parte das razões para a rejeição de um artigo pelas revistas científicas está relacionada a requisitos desconhecidos do periódico, problemas com as citações, fundamentação, objetivo e apresentação de dados da pesquisa, além de gramática e estilo de redação pobre e escolha inapropriada do periódico.

Fonte: <http://agencia.fapesp.br/17051>

O site da revista DAE está repleto de novidades

ASSINE GRATUITAMENTE
O BOLETIM ELETRÔNICO,
É SÓ SE CADASTRAR



CALENDÁRIO DE EVENTOS

SETEMBRO	De 15 a 20	17th International Symposium on Health-Related Water Microbiology / WaterMicro2013 Symposium	Florianópolis, SC http://www.hrwm2013.org/index.php?q=Abstracts	
	De 16 a 18	6th INTERNATIONAL CONFERENCE ON FLOOD MANAGEMENT - ICFM6 "Floods in a changing Environment"	Maksoud Plaza Hotel Alameda Campinas, 150. São Paulo/SP http://www.icfm6.com/	
	De 15 a 18	28th Annual WaterReuse Symposium	Denver Marriott City Center Denver, CO https://www.watereuse.org/symposium28	
	De 17 a 20	WCW'13 Liquid Assets / Western Canada Water 2013 Annual Conference and Exhibition	Edmonton, Alberta http://wcwwa.ca/events/wcw-annual-conference-exhibition/liquid-assets-wcw13-conference/	
	De 17 a 20	Congreso Argentino de Hidrogeología	Centro Cultural Pasaje Dardo Rocha Buenos Aires http://www.hidrogeolaplata.com.ar/congreso.html	

CALENDÁRIO DE EVENTOS

SETEMBRO	De 22 a 26	2013 World Congress and Exhibition	The Mirage Resort and Casino 3400 Las Vegas Boulevard South, Las Vegas, Nevada 89109 http://www.worldcongress2013.org/	
	De 24 a 26	Analítica Latin America	Transamerica Expo Center São Paulo – SP http://www.analicanet.com.br/index.php?pgID=congressos-home&mi=06000000000&cID=1	
OUTUBRO	De 01 a 03	III Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo E VIII Fenágua – Feira Nacional De Água.	Centro FECOMERCIO de Eventos Rua Dr. Plínio Barreto, 285 - São Paulo http://www.abas.org/cimas/pt/	
	De 01 a 04	NOM5 Down Under 2013 IWA Natural Organic Matter Specialist Conference	Pan Pacific Hotel 207 Adelaide Terrace, Perth http://www.awa.asn.au/NOM2013/	
	De 01 a 04	XXVIII Congreso Centroamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental AIDIS	Tegucigalpa, Honduras http://www.sanaa.hn/congreso/	
	De 02 a 04	Water Smart Innovations 2013	South Point Hotel and Conference Center in Las Vegas, Nevada http://www.watersmartinnovations.com/index.php	







CALENDÁRIO DE EVENTOS







OUTUBRO	De 20 a 25	2013 IDA World Congress on Desalination and Water Reuse	Tianjin Meijiang Convention and Exhibition Center. Nº.18 Youyi South Road, Xiqing District, Tianjin, China http://www.chinaexhibition.com/trade_events/2368-2013_IDA_World_Congress_on_Desalination_and_Water_Reuse.html	
	De 28 a 30	I Congreso Interamericano De Cambio Climático, "Desafíos Y Perspectivas Para El Nuevo Siglo"	http://webext.iingen.unam.mx/ocs-dirsa/index.php/cong_icc/cong_icc	
	De 28 a 31	Eco Expo Asia 2013	http://www.hktdc.com/fair/ecoexpoasia-en/	
	De 28 a 30	Green Middle East 2013	Expo Centre Sharjah – United Arab Emirates http://www.green-middleeast.com/	
	De 28 a 30	SIPPE Shanghai	www.sippe.org.cn/en/Exhibitors-About.asp	

CALENDÁRIO DE EVENTOS

OUTUBRO	De 28 a 30	Small and Decentralized Water and Wastewater System Combined with Sludge Management	Harbin, China http://www.source.irc.nl/page/75456	
	De 29 a 30	Industrial Water Solutions Expo Summit Brazil	Transamerica Expo Center Endereço: Av. Dr. Mário Villas Boas Rodrigues, 387 - Santo Amaro www.iws-exposummit.com	
	De 30 a 31	Exponorma 2013	Centro de Convenções Frei Caneca, localizado na Rua Frei Caneca, 569, 4º andar, São Paulo – SP http://www.exponorma.com.br	
NOVEMBRO	De 01 a 10	Lagos International Trade Fair Lagos	Main Arena, Tafawa Balewa Square, Lagos in Lagos, Nigeria http://www.lagoschamber.com/index2.php?page=tradefair	
	De 01 a 06	14º CBGE – Congresso Brasileiro de Geologia de Engenharia e Ambiental.	UFRJ, prédio de Geociências/CCMN, Ilha do Fundão, Rio de Janeiro – RJ. http://www.acquacon.com.br/14cbge/	
	De 03 a 07	2013 Water Quality Technology Conference and Exposition (WQTC)	Long Beach, California http://www.awwa.org/conferences-education/conferences/water-quality.aspx	
	De 04 a 05	SPCC Compliance Manager	Country Inn & Suites by Carlson - French Quarter New Orleans, LA, USA http://www.archerinstitute.com/courses/spcc-compliance-environmental-training/	

CALENDÁRIO DE EVENTOS

NOVEMBRO	De 04 a 08	International Water Week 2013	http://www.internationalwaterweek.com/	
	De 05 a 07	XV FIMAI - Feira Internacional de Meio Ambiente Industrial e Sustentabilidade	Expo Center Norte Pavilhão Azul São Paulo, Brasil http://www.fimai.com.br/	
	De 05 a 06	Stormwater Compliance Manager -	New Orleans, LA http://www.aarcherinstitute.com/courses/stormwater-compliance-environmental-training/	
	De 05 a 09	California Green Sector Interactive Event	Trade Show/Exhibition Los Angeles, CA, USA http://www.environmental-expert.com/events/california-green-sector-interactive-event-14261	
	De 05 a 08	Aquatech Amsterdam 2013	Amsterdam RAI Europaplein 1078 GZ Amsterdam, Netherlands http://www.aquatechtrade.com/amsterdamen/Pages/default.aspx	
	De 05 a 07	IWTC-2013 Seventeenth International Water Technology Conference	Istambul, Turquia http://iwtc.info/	

NOVEMBRO	De 06 a 09	ECOMONDO 2013	Rimini, Italia http://www.ecomondo.com/	
	De 06 a 09	Metals in Water - Health Protection and Sustainability Through Technical Innovation	http://www.iwa-metals2013.com/index.asp	
	De 07 a 08	Prospecção e Valoração de Tecnologias - IEL/RS	Centro de Eventos FIERGS - Av. Assis Brasil, 8787 Porto Alegre, RS http://pca.anpei.org.br/PresencialDetalhes.asp?TurmalID=200	
	De 12 a 13	Ultrapure Water - Micro 2013/ Microelectronics Water Treatment	Red Lion Inn-Jantzen Beach, Portland, Oregon http://www.ultrapurewater.com/Conferences/PDF/PortlandExpo2013.pdf	
	De 12 a 14	PS Indonesia Jakarta	Balai Sidang Jakarta Convention Center JL. Jend. Gatot Subroto 10270 Jakarta, Indonesia http://www.tradefairdates.com/PS-Indonesia-M6699/Jakarta.html	
	De 12 a 15	XII Simposio Iberoamericano sobre Abastecimiento de Agua y Drenaje Urbano – SEREA 2013	Buenos Aires , Argentina http://www.ina.gov.ar/serea2013/index.php?seccion=1	

CALENDÁRIO DE EVENTOS

NOVEMBRO	De 17 a 22	XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos	FUNDAPARQUE, Bento Gonçalves – RS http://www.abrh.org.br/xxsbrh/	
	De 19 a 21	Metrohm Environmental Analysis Symposium	Metrohm AG - International Headquarters Ionenstrasse CH-9100 Herisau, Suíça http://academy.metrohm.com/Metrohm_seminars/Metrohm-Environmental-Analysis-Symposium/Venue.html	
	De 24 a 27	Fórum Mundial de Ciência 2013	Rio de Janeiro, Brasil http://www.sciforum.hu	
	26 e 28	Urban water quality management: surface water groundwater and ecosystem interactions	Dia 26 auditorio da CETESB Rua Frederico Hermann Jr, 345 Alto de Pinheiros DIA 28 AUDITORIO DA UNIFESP Rua Prof. Artur Riedel, 275 - Jd. Eldorado - Cidade de Diadema - SP http://soloeagua-unifesp.webs.com/eventos	
DEZEMBRO	De 01 a 03	SWPF Jeddah	Jeddah Hilton Hotel North Corniche Road 21362 Jeddah, Saudi Arabia http://www.tradefairdates.com/SWPF-M1575/Jeddah.html	
	De 02 a 04	Water Expo China + Water Membrane China 2013	National Convention Center Beijing, China http://www.environmental-expert.com/events/water-expo-china-water-membrane-china-2013-13999	

DEZEMBRO	De 03 a 06	Pollutec Horizons 2013	Exhibition Center Paris-Nord Villepinte - França http://www.pollutec.com/GB/2013-EXHIBITION.htm	
	De 09 a 11	11ª Everything About Water	NSIC Ground Okhla, Delhi, India http://www.eawater.com/expo/index.php	
JANEIRO 2014	De 15 a 16	Achieving Water Quality Standards Through Contaminant Trackdown Studies	New Orleans, LA https://www.nwetc.org/course-catalog/hyd-410-jan-15-16-2014	
	De 20 a 22	International Water Summit Abu Dhabi	Abu Dhabi National Exhibition Centre http://www.worldfutureenergysummit.com/Portal/about-wfes/overview.aspx	
	De 23 a 24	Course: Introduction to Aquatic Toxicology	Red Lion Hotel Portland Convention Center - Portland, OR https://www.nwetc.org/course-catalog/etox-410-jan-23-24-2014	

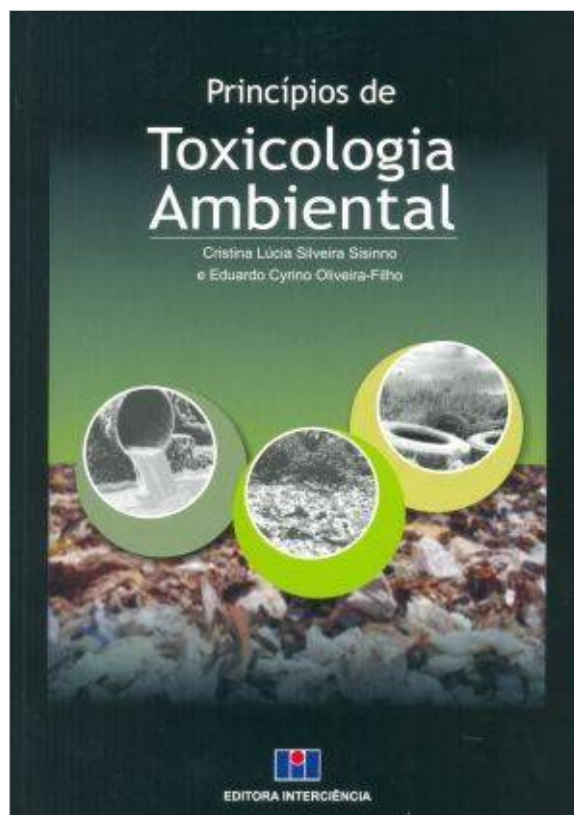
Princípios de toxicologia ambiental

Autores: Cristina Lúcia Silveira Sisinno, Eduardo Cyrino Oliveira-Filho

Sinopse

A Toxicologia Ambiental estuda os efeitos adversos das substâncias químicas presentes no ambiente sobre os seres vivos. Essa disciplina vem ganhando cada vez mais importância, sobretudo em função dos crescentes episódios de contaminação ambiental. Em geral, a Toxicologia Ambiental é pouco estudada nos cursos de graduação, sendo uma disciplina mais difundida nos cursos lato sensu e stricto sensu. Todavia, entendemos que a demanda por essa área de conhecimento também tem aumentado muito o que traz a necessidade da transmissão dessas informações às diversas áreas de formação, sobretudo àquelas relacionadas às ciências da saúde. Assim sendo, “Princípios de Toxicologia Ambiental” é uma apresentação deste tema de maneira simplificada e resumida, podendo servir como material didático para todas as categorias de estudantes, principalmente, para aqueles que querem começar a entender melhor o princípio que afirma: **todas as substâncias são tóxicas.**

Mais informações: <http://www.editorainter-ciencia.com.br/index.asp?pg=prodDetalhado.asp&idprod=283>



Regulação do saneamento básico

Organizadores: Alceu de Castro Galvão Jr, Alisson José Maia Melo e Mario Augusto P. Monteiro

Editora: Manole

Sinopse

Chega ao mercado editorial o livro “Regulação do Saneamento Básico” (Ed. Manole). Esse livro, organizado por especialistas, é composto por 14 capítulos, que tratam de diferentes aspectos, técnicos, jurídicos e econômicos, relacionados à regulação dos serviços saneamento básico. A adoção de abordagem multidisciplinar nas análises formuladas, com ênfase na conciliação da teoria à prática da atividade regulatória, reforça a contribuição positiva e inovadora desse livro.

Política pública e gestão de serviços de saneamento

Organizadores: Léo Heller e José Esteban Castro

Editora: Editora UFMG

Coedição: Editora Fiocruz

Sinopse

A redução substancial do número de pessoas sem acesso aos serviços e soluções adequados de saneamento é um dos compromissos internacionais e uma necessidade reconhecida por todos os principais setores da sociedade. Esta publicação argumenta, e busca demonstrar, que essa conquista somente será alcançada com uma apropriada integração entre as abordagens tecnológicas e aquelas com base nas ciências sociais, visando à melhor organização e provisão dos serviços. Para tanto, a obra apresenta uma análise histórica do desenvolvimento da área na Europa e na América do Norte, bem como em países do Sul Global, enfatizando a realidade brasileira, trazendo valiosas lições para a superação dos obstáculos referentes à universalização e democratização dos serviços. O livro traz uma exploração crítica de diferentes experiências, incluindo um debate sobre a interação entre os seto-

res público e privado e a insubstituível função da gestão e do financiamento públicos, como requisito para o êxito no atendimento das populações.

Mais informações: http://www.editoraufmg.com.br/produtos.asp?codigo_categoria=8&nome_categoria=Lan%E7amentos



Empreendedorismo e desenvolvimento de novos negócios

Organizador: Alvinio Almeida, Antonio André Neto, Cristóvão Pereira De Souza, Tales Andreassi

Sinopse

Parece haver um consenso de que o crescimento do país está condicionado ao fortalecimento das pequenas e médias empresas. De fato, os números relacionados ao empreendedorismo no Brasil estão melhorando significativamente de alguns anos para cá. A pesquisa GEM (Global Entrepreneurship Monitor), coordenada pela London Business School e pelo Babson College, compara diversos aspectos do empreendedorismo em mais de 50 países, por um período longo de tempo, revelando dados interessantes, por exemplo, que no Brasil cerca de 20% dos negócios estão nas mãos de jovens entre 18 e 24 anos e que 32% são conduzidos por pessoas entre 25 e 34 anos (GEM, 2011). Isso revela que o empreendedorismo vem se constituindo em uma opção de carreira para um número expressivo de jovens. Com o objetivo de acompanhar essa tendência, a FGV lança este livro sobre empreendedorismo e desenvolvimento de novos negócios.



Mais informações: <http://www.editora.fgv.br/?sub=produto&id=785>

Geoestatística: conceitos e aplicações

Autores: Jorge Kazuo Yamamoto e Paulo M. Barbosa Landim

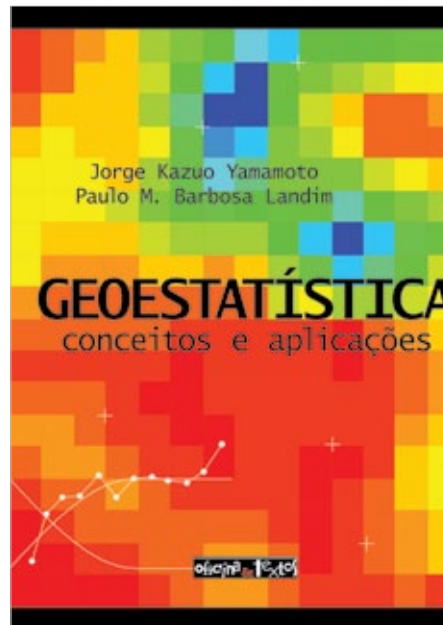
Editora: Oficina de textos

Sinopse

A obra, que aborda desde os princípios básicos até conceitos que exigem maior aprofundamento, traz de modo didático as principais ferramentas para análise de dados aplicadas nas ciências da terra e ambientais e mostra como diferenciar erros de incertezas neste importante processo.

Dividido em cinco capítulos, o livro trata do surgimento dessa área do conhecimento e oferece uma introdução aos principais conteúdos, como amostra e amostragem, fenômenos espaciais e variáveis aleatórias ou regionalizadas (1º capítulo) e, em seguida, parte para assuntos que exigem maior aprofundamento, como cálculo e modelagem de variogramas experimentais (2º capítulo) e estimativas e coestimativas geoestatísticas (3º e 4º capítulos, respectivamente).

O quinto e último capítulo da obra é totalmente voltado para a simulação estocástica e aborda tanto estes métodos de simulação como os métodos sequenciais, entre os quais são consideradas a simulação gaussiana sequencial e a simulação indicadora sequencial, para variáveis contínuas.



Os autores também disponibilizaram dois anexos para a melhor compreensão das fórmulas e resultados: um com fundamentos matemáticos e estatísticos e outro com arquivos de dados.

Mais informações: <http://www.ofitexto.com.br/p/geoestatistica-conceitos-e-aplicacoes.html>



Gestão de negócios sustentáveis

(e-book)

Autores: Annibal Schleder, Eduardo Rosa Pedreira, Rubens Mazzali

Sinopse

Nas empresas e demais organizações, uma gestão sustentável zela pela geração de valor aos seus acionistas/cotistas e também aos seus demais públicos de relacionamento, como clientes, consumidores, fornecedores, colaboradores, Estado, comunidade e, até mesmo, o meio ambiente. Geração de valor é item fundamental nas pautas estratégicas das organizações.

Esse fato é abordado no título Gestão de negócios sustentáveis e dará ao leitor uma visão a respeito dos mecanismos de geração de valor que estão à disposição dos gestores de hoje, responsáveis pelo futuro. Este livro compõe as Publicações FGV Management, programa de educação continuada da Fundação Getúlio Vargas (FGV).

Mais informações: <http://www.editora.fgv.br/?sub=produto&id=821>



E você achando que 100% fosse o máximo que alguém pudesse se dedicar.

Sabesp 300%: 100% de água tratada, 100% de esgoto coletado e 100% de esgoto tratado.

O saneamento transforma a vida das pessoas. Por isso, não medimos esforços para levar, até 2014, o Sabesp 300% para todos os municípios do interior atendidos pela Sabesp. E, até 2018, para todas as outras cidades atendidas por nós. Saiba mais acessando www.sabesp.com.br/RS2011



sabesp



GOVERNO DO ESTADO
SÃO PAULO

Chuveiro aberto e só você não viu? Sua casa caiu.


Para a casa não cair neste verão,
economize água.



Diminua o tempo no banho.

Feche a torneira ao escovar os dentes ou fazer a barba.

Mantenha a torneira fechada, enquanto ensaboa as louças.



A Sabesp é fã de quem economiza água. E, neste verão, para não faltar, faça sua parte. Use água com responsabilidade: tome banhos rápidos, feche a torneira sempre que não estiver realmente precisando, não use o vaso sanitário como lixeira. Água. Sabendo usar, não vai faltar.